

FFI-RAPPORT

16/00016

Stabilisering av tungmetaller i jord

—
Espen Mariussen
Ida Vaa Johnsen

Stabilisering av tungmetaller i jord

Espen Mariussen
Ida Vaa Johnsen

Emneord

Antimonforbindelser

Tungmetaller

Skytebaner

Avrenning

Adsorpsjon

FFI-rapport:

FFI-RAPPORT 16/00016

Prosjektnummer

1310

ISBN

P: ISBN 978-82-464-2708-9

E: ISBN 978-82-464-2709-6

Godkjent av / Approved by

Øyvind Albert Voie, forskningsleder/Research Manager

Janet Martha Blatny, avdelingssjef/Division Director

Sammendrag

Flere tonn metaller og metalloider som kobber (Cu), bly (Pb), sink (Zn) og antimon (Sb) fra ammunisjon deponeres årlig i norske skytefelt. Metallene som deponeres vil, i tillegg til mekanisk slitasje, korrodere når de utsettes for vær og vind og lekker ut i avrenningsbekker og andre resipienter. For å redusere utlekking av metaller fra forurenset jord kan jorda tilsettes stabiliseringsmidler. Stabiliseringsmidlene bidrar til at metallene blir mindre mobile gjennom utfellingsreaksjoner, økt sorpsjon eller ved at de blir innkapslet i mikroporer. Det er vist at effekten av et jordstabiliseringsmiddel er avhengig av jordtypen. Hvilke faktorer i jorda som styrer effekten av et stabiliseringsmiddel, er imidlertid uklart. I denne studien har vi testet effekten av jernhydroksid som stabiliseringsmiddel på tre forskjellige mineraljordtyper. Det ble benyttet et kommersielt tilgjengelig jernhydroksid (CFH-12) og et egenprodusert jernhydroksid som ble laget av jernpulver og kvartssand. Utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn ble målt med standard kolonne- og ristetester. Faktorer som ble undersøkt var betydningen av jordas partikkelstørrelse, pH, jordas kjemiske sammensetning, innhold av organisk materiale og ledningsevne.

Det var ingen direkte sammenheng mellom graden av utlekking og konsentrasjonen av ammunisjonsrester i jorda. Den generelle trenden var høyere utlekking av metaller fra jord med liten partikkelstørrelse (< 0,5 mm), men det var også en vesentlig utlekking fra jord med en grovere partikkelstørrelse (0,5 mm – 2 mm). Det betyr at man kan forvente vesentlig utlekking fra både grov- og finfraksjonen i forurenset jord. Den viktigste faktoren for utlekking var sannsynligvis pH i jorda. Jorda med lavest pH hadde høyest utlekking av Pb, Cu og Zn. Jorda med høy pH hadde høyest relativ utlekking av Sb i forhold til Pb, Cu og Zn. Innblanding av CFH-12 i en konsentrasjon av 2 % (vektbasert) førte til en kraftig mobilisering av Pb i to av jordtypene, og en immobilisering av Sb i alle tre jordtyper. Dette produktet var surt (pH ~4,5) og førte til en redusert pH i jordvæsken. Redusert pH øker den positive ladningstettheten på partikkeloverflater i jorda. Det vil føre til økt adsorpsjon av Sb og økt mobilisering av Pb på grunn av frastøtningseffekter. I tillegg vil redusert pH øke løseligheten til oksidasjonsprodukter av Pb. Ved å blande det sure jernhydroksidet sammen med 2 % kalk inn i jorda for å balansere pH fikk man oppretthold immobiliseringen av Sb uten å øke utlekkingen av Pb. Tilsetning av kalk alene for å øke pH i jorda hadde en liten stabiliserende effekt på Pb- og Cu-utlekkingen, og ingen effekt på Sb-utlekkingen. Det egenproduserte jernhydroksidet reduserte også utlekkingen av Pb, Cu og Sb i de testede jordtypene. Dette produktet var ikke surt og trengte ikke ekstra innblanding av kalk.

Resultatene viser at det kan anbefales å blande inn et stabiliseringsmiddel som jernhydroksider til metallforurenset jord for å redusere utlekkingspotensialet av tungmetaller og halvmetaller. Dette kan redusere spredningen av forurensingene ut i miljøet fra et skytefelt og redusere kostnadene for deponering av forurenset jord som skal avhendes. Effekten av innblandingen bør imidlertid testes med riste- eller kolonnetest på laben slik at man ikke risikerer en uønsket økt utlekking og unødvendige følgekostnader.

Summary

Large amounts of metals and metalloids from spent ammunition, such as copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn) and antimony (Sb), are deposited in shooting ranges each year. The deposited metals will, in addition to the mechanical wear, corrode when exposed to water and oxygen. Ammunition residues that leach into the soil and surrounding watercourses may pose a threat to exposed wildlife and humans. Most of the metals are deposited in the berms. To inhibit leakage from the berms one can add agents to the polluted soil that can stabilize the metals. The stabilizing agent will immobilize the metals by adsorption, precipitation, or encapsulation in micropores. The effect of a stabilizing agent is, however, dependent of the soil type, and it is not clear which physical and chemical factors in the soil that govern the effect. In this study the effect of ironhydroxide as a stabilizing agent was tested on three different soil types. The agents tested were a commercial available ironhydroxide (CFH-12) and an ironhydroxide made of quartz sand and iron powder. The leaching of Pb, Cu, Sb and Zn from the soils was tested by standard leaching tests. Factors that were investigated were the soil particle size distribution, pH, the element composition of the soils, the content of organic materials and the water conductivity.

The extent of leaching of metals from the soil was independent of the concentration of ammunition residues in the soil. The general trend was more leaching of metals from soil with a small particle size (< 0.5 mm), but the difference was small, and substantial leaching was observed from soil with a coarser particle size (0.5 – 2 mm). The soil pH was probably the most important factor governing mobilization of Pb, Cu, Zn and Sb. In addition, the content of soil organic matter may be a factor. Independent of the metal and metalloid concentrations in the soil, the soil with lowest pH had the highest mobilization of Pb, Cu and Zn, and the most alkaline soil had the highest relative mobilization of Sb.

Blending 2% of CFH-12 into the soil induced increased leaching of Pb in two of the soil types, and immobilized Sb in all three soils. The agent was acidic (pH ~4.5) and decreased the soil water pH. A reduction in the soil water pH will increase the positive charge density on the surface of soil the particles. This will lead to increased adsorption of anions such as Sb, and reduce sorption of cations such as Pb, due to repulsion effects in the soil. In addition, an acidic environment will increase the solubility of Pb oxides. By blending the acidic CFH-12 together with 2% lime into the soil to adjust pH, the CFH-12 maintained its capacity to adsorb Sb without mobilization of Pb. Lime itself induced a small reduction in the leaching of Pb and Cu, and had no effect on the leaching of Sb. The ironhydroxide, made from a mixture of iron powder and quartz sand, also reduced the leaching of Pb, Cu and Sb from the soils. This product was not acidic, and the experiments were performed without the addition of lime.

It is recommended to mix a stabilizing agent, such as iron hydroxides, into polluted soil to reduce the leaching potential of metals and metalloids. These agents can be added to soils in stop butts and into soils that are deposited for waste treatment. The effect of an agent depends, however, on the soil type, and small scale leaching tests should be performed in the laboratory before using the agents on a large scale.

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Forord | 6 |
| 1 Innledning | 7 |
| 1.1 Bakgrunn | 7 |
| 1.2 Formål | 8 |
| 2 Metoder | 9 |
| 2.1 Stabiliseringsmidler | 9 |
| 2.2 Innsamling og bearbeiding av jord | 9 |
| 2.3 Kolonneforsøk | 10 |
| 2.4 Ristetester | 11 |
| 2.5 Opparbeidelse av prøver og kjemisk analyse | 11 |
| 2.6 Statistikk | 11 |
| 3 Resultater og diskusjon | 12 |
| 3.1 Utlekking fra referansejord | 15 |
| 3.1.1 Ristetester | 15 |
| 3.2 Kolonnetester | 17 |
| 3.3 Effekt av jordforbedringsmidler | 23 |
| 3.3.1 Ristetester | 23 |
| 3.3.2 Kolonnetester | 27 |
| 3.4 Avfallsklassifisering for deponering | 36 |
| 4 Oppsummering og konklusjon | 38 |
| 5 Referanser | 39 |
| Vedlegg | 43 |

Forord

Denne studien ble gjort under FFI-prosjektet 1310 tiltak mot metallforurensing i SØF (TIMMS). Formålet med prosjektet var å teste ut adsorbenter som kan være egnet til å redusere mobiliteten til forurensningsstoffer som kobber, bly og antimon i forurenset jord fra skyte- og øvingsfelt. Studien ble startet høsten 2013 og avsluttet høsten 2015. Studien har vært en fortsettelse av tidligere prosjekter om bruk av stabiliseringsmidler i forurenset jord fra skytefelt. Forfatterne vil takke Arnljot Strømseng på FFI for faglige og praktiske råd, i tillegg til studentene Elisabeth Elje fra Universitetet i Bergen, og Hilmar Lysgård og Kine Sevaldsen fra Høgskolen i Oslo for praktisk hjelp på laben med kolonneforsøkene.

Kjeller, januar 2016

Espen Mariussen

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Store mengder metaller blir hvert år deponert på forsvarets skytefelt på grunn av bruk av håndvåpenammunisjon for øvelsesskyting. Ammunisjonen som deponeres i skytevollene kan være en vesentlig punktkilde for avrenning av metaller. Skytevoller og forurenset jord på skytefelt blir utsatt for vær- og vindfaktorer som bidrar til at ammunisjonsrester forvitres og tilslutt løser seg i vann for deretter å spre seg med vannstrømmene. Deponeringen av helse- og miljøfarlige stoffer i skyte- og øvingsfeltene regnes blant de største miljøutfordringene i Forsvaret (Forsvarsdepartementet, 2002). Overvåkingsstudier har vist at det kan være en betydelig utlekking av metaller fra skytefeltene, og man har ønsket å begrense utlekkingen gjennom forskjellige tiltak. Forurenset masse er også et problem ved avhending og opprydding i gamle skytefelt. Den forurensete massen må deponeres på avfallsdeponi og graden av massens forurensning samt dets utlekkingspotensiale er avgjørende for på hvilke type deponi massen kan deponeres. Har den forurensete massen et høyt utlekkingspotensial blir den kategorisert som farlig avfall. Dette vil øke kostnadene for deponering og gjøre oppryddingsprosjekter dyrere. Et av tiltakene for å redusere spredningen og spredningspotensialet av metaller fra skytevoller og forurenset masse er å blande inn stabiliseringsmidler. Stabiliseringsmidlene fungerer som et adsorpsjonsmiddel, eller forandrer jordas fysiske og kjemiske karakter slik at forurensingene som deponeres ikke sprer seg til omkringliggende omgivelser. Forurensingene holdes med dette tilbake i jorda. Mekanismene for stabiliseringen kan være forandringer i jordas pH som gjør at ammunisjonsrestene forvitres langsommere eller binder seg bedre til jorda, stabiliseringsmidlene kan fungere som rene adsorpsjonsmidler, eller løst metall kan reagere med stabiliseringsmidlene og felles ut som fast stoff. Kalk har vært mye brukt for å justere pH, fosfater har vært brukt for å øke utfellinger av for eksempel bly, og forskjellige jernoksider blir testet ut som adsorpsjonsmidler (Larson m. fl., 2005; Mant m. fl., 2013; Mariussen m. fl., 2014; Okkenhaug m. fl., 2013, 2016; Rosseland og Hindar, 1988; Tardy m. fl., 2003). En utfordring når man skal benytte stabiliseringsmidler for å redusere utlekkingen fra skytevoller er at den deponerte ammunisjonen består av forskjellige forureningskomponenter. Før introduksjonen av stålammunisjon bestod håndvåpenammunisjonen hovedsakelig av bly, kobber, sink og antimon. Stålammunisjon består hovedsakelig av jern, kobber og sink. I tillegg kan det på noen skytefelt finnes ammunisjonsrester med innhold av wolfram, barium og vismut. Ved å forandre de kjemiske egenskapene i forurenset masse kan utlekkingen av noen komponenter bli redusert, men det kan også føre til økt utlekking av andre komponenter. For eksempel kan tilsetning av fosfat være gunstig for stabilisering av bly, men kan føre til økt utlekking av antimon (Kilgour m. fl., 2008; Strømseng m. fl., 2011).

De siste årene har FFI gjennomført flere studier på stabiliseringsmidler i jord (Mariussen m. fl., 2014; Strømseng m. fl., 2011). Forskjellige typer stabiliseringsmidler har blitt testet som hydroksyapatitt, finmalt olivin, jernpulver og jernoksider. Disse studiene har vist at jernprodukter kan være egnet som stabiliseringsmidler både for kobber, bly og antimon. I et samarbeid med NGI ble det gjennomført et storskalaforsøk på Steinsjøen som viste meget god

effekt med jernpulver og et jernoksid (CFH-12) levert fra en finsk leverandør (Kemira) (Okkenhaug m. fl., 2016). Et kolonneforsøk som ble gjennomført på FFI viste at disse to produktene fungerte godt på jord fra Steinsjøen, men hadde dårligere effekt på forurenset jord hentet fra Evjemoen (Mariussen m. fl., 2014). Dette tyder på at effekten til et stabiliseringsmiddel avhenger av jordtypen den blandes inn i. Faktorer som spiller inn kan være kornfordelingsmønsteret i den forurensete jorda, den kjemiske sammensettingen av jorda, og hvordan forurensingen i jorda fordeler seg. For å unngå at man blander inn stabiliseringsmidler til forurenset jord som i verste fall kan øke utlekkingen av forurensningsstoffene er det derfor viktig å øke forståelsen av hvordan stabiliseringsmidlene virker i forskjellige jordtyper og hvilke faktorer som påvirker effekten av dem.

1.2 Formål

Jordstabiliseringsmidler blir brukt for å redusere utlekkingspotensialet av forurensingene i jorda. Dette kan redusere spredning av forurensing fra jord fra for eksempel en skytevoll som er i bruk på en skytebane, og redusere risiko for utlekking av forurensinger fra deponert jord. Målet er å sette inn tiltak som kan redusere spredning av forurensinger, og redusere kostnader på avhending og deponering av forurenset jordmasse. Det finnes mange forskjellige typer jord med forskjellige egenskaper og det er lite kunnskap om hvordan jordtypen påvirker effekten av jordstabiliseringsmidlene. I denne studien har vi testet effekten av to jordstabiliseringsmidler på tre forskjellige jordtyper. Formålet var å sammenligne effekten av stabiliseringsmidlene mellom jordtypene og forsøke å finne ut hvilke faktorer som kan påvirke effekten av midlene og utlekking fra ubehandlet jord. De valgte jordtypene ble i tillegg siktet i to forskjellige kornfordelingsfraksjoner for å se på betydningen av kornfordelingen på metallutlekkingen. Som jordstabiliseringsmiddel ble det benyttet et kommersielt tilgjengelig jernhydroksidpulver CHF-12 og et hjemmelaget jernoksid laget av jernpulver. CHF-12 produktet har vært testet ut av FFI og NGI i små- og storskalaforsøk og har blitt tatt i bruk av Forsvarsbygg i noen nyetablerte skytevoller. Det ble både gjennomført kolonne- og ristetester av de valgte jordtypene.

2 Metoder

2.1 Stabiliseringsmidler

Det ble gjennomført uttesting av to forskjellige stabiliseringsmidler, et jernoksidpulver (FeO(OH) fra finske Kemira (CFH-12)) og et selvlaget jernoksidgranulat. CFH-12 er et jernoksidhydroksid FeO(OH) i pulverform som inneholder ca 42 % Fe³⁺ med en tetthet på ca 1,3 kg/L. Produktet har vært under uttesting som filtermedie for rensing av vann (Mariussen m. fl., 2012, 2015) og som jordstabiliseringsmiddel for å redusere utlekking av metaller (Mariussen m. fl., 2014; Okkenhaug m. fl. 2013, 2016). Prisen ligger i dag på ca 30 - 40kr/L. Det ble gjort en ristetest på produktet som viste noe lekkasje av Pb. Mengden som blandes inn i jorda er imidlertid så liten at dette ikke vil utgjøre noe signifikant bidrag (Tabell 2.1). Produktet hadde et høyt innhold av Ca og Mg. Mengden utlekket Mg og Ca utgjorde henholdsvis 1% og 0,18% (vektprosent) i forhold til total innveid mengde (Tabell 2.2). CFH var også et ganske surt produkt med en pH på ca 4,5 (Tabell 2.1). For å nøytralisere det sure jernhydroksidet ble det i flere av forsøkene blandet inn kalk (VK 0/5, Franzefosskalk). Dette produktet inneholder i all hovedsak kalsiumkarbonat CaCO₃ og kalsiumoksid (CaO). Det ble gjort en ristetest på produktet som viste høy utlekking av Ca, og et lite innslag av Mg. Omtrent 0,20% (vektprosent) Ca lekket ut i forhold til totalt innveid mengde noe som indikerer at kalken løser seg relativt sakte ut i vann. Kalken holdt en høy pH på ca 9,5 (Tabell 2.1 og 2.2).

Et jernoksidgranulat ble laget ved å blande sammen jernpulver (≥ 99 % partikkelstørrelse < 150 μm , Fluka katnr 12310) og ren kvartssand (0,4 - 0,8 mm, Sibelco Nordic) i vektforholdet 1:1. Jern og sandblandingen ble fuktet med ionebyttet ultrarent vann iblandet litt havsalt for å øke ionestyrken og de korrosive egenskapene til vannet. Oksideringen av jernet startet ganske raskt noe som kunne observeres ved at blandingen ble varm og væsken fordampet. Blandingen ble jevnlig tilsatt litt vann for å opprettholde fuktigheten. Blandingen ble også jevnlig rørt sammen for å knuse klumper av jernoksid som la seg som skorpe på overflaten. Etter et par uker hadde det dannet seg en inhomogen blanding av jernoksidgranulat. En andel av denne ble knust i en porselenmorter og siktet. Siktefraksjonen som var mindre enn 2 mm ble benyttet i kolonnestudien og blandet inn i jorda som stabiliseringsmiddel i en konsentrasjon på 4% (vektbasert). Det ble også utført ristetest på det samme jernoksidet. I ristetesten ble siktefraksjonen mindre enn 63 μm benyttet i en konsentrasjon på 2% og 5%. Utlekking av forurensningskomponenter i dette produktet var marginalt (Tabell 2.1 og 2.2). Det var noe utlekking av Ca og det kommer sannsynligvis fra kvartssanden.

2.2 Innsamling og bearbeiding av jord

Jord fra skytevoller fra Evjemoen (bane L2), Rena (bane 4) og Ulven (bane 9) ble hentet inn sommeren 2007. Det ble hentet inn totalt ca 400 L jord fra hver bane og denne jorda har senere blitt benyttet i flere studier med jordstabiliseringsmidler på FFI (Strømseng m. fl., 2011; Mariussen m. fl., 2014). I jorda fra Ulven var det mye blyfri stålammunisjon. Jorda ble

karakterisert med hensyn på partikkelstørrelse og innhold av forskjellige elementer. I tillegg ble glødetap og pH i jordvæskenvannet målt. Noen av de fysiske-kjemiske parameterne som partikkelstørrelse og glødetap er rapportert tidligere (Strømseng m. fl., 2011; Mariussen m. fl., 2014). Glødetap ble målt ved å veie opp en mengde jord (5g) som deretter ble tørket ved 110 °C i ett døgn. Deretter ble jorda brent ved 550 °C. Glødetap er et mål på organisk innhold. pH ble målt ved å veie inn en mengde jord som ble tilsatt overskudd av ionebyttet vann i et fastfase væskeforhold på 1:10 (LS10-forhold, vekt-volum) etter metode av Krogstad (1994). Prøven ble ristet i 15 minutter før den ble satt til sedimentering i 15 minutter. pH ble deretter målt i jordvæsken. Jorda som ble benyttet til kolonne- og ristetester ble tørket ved 100 °C i et døgn og deretter lagret i plastsekker. Vanninnholdet i jorda kan derfor variere (~1-5%) fra forsøk til forsøk på grunn av adsorpsjon av fukt fra omgivelsene. Dette skal imidlertid ha liten betydning for resultatene i rapporten.

Tabell 2.1 Utlekking av metaller fra CFH, hjemmelaget FeOks og kalk etter ristetest i LS1000 forhold, samt pH og ledningsevne i utlekkingsvannet. Resultatene er gjennomsnitt ± SD fra tre forsøk. For pH er medianverdien presentert.

| Middel | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | Ledningsevne | pH |
|--------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|------|
| CFH | 25 ± 13 | 1,6* | 0,56 ± 0,23 | 3,9 ± 1,3 | 165 ± 6,2 | 4,55 |
| Kalk | 3,0 ± 1,6 | 1,1 * | 1,1 ± 0,38 | < LOD** | 35 ± 1,0 | 9,55 |
| FeOks | 1,2 ± 0,90 | < LOD** | 0,55 ± 0,27 | < LOD | 124 ± 2,6 | 6,92 |

* Gjennomsnitt av to paralleller. ** Deteksjonsgrense (Zn og Cu: 0,2 mg/kg)

Tabell 2.2 Utlekking av forskjellige elementer fra CFH, hjemmelaget FeOks og kalk etter ristetest i LS1000 forhold, samt pH og ledningsevne i utlekkingsvannet. Resultatene er gjennomsnitt ± SD fra tre forsøk. For pH er medianverdien presentert.

| Middel | Na (mg/kg) | Mg (mg/kg) | Al (mg/kg) | K (mg/kg) | Ca (mg/kg) | Fe (mg/kg) | Mn (mg/kg) |
|--------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|
| CFH | 110 ± 3,6 | 10000 ± 230 | 6,6 ± 0,74 | 980 ± 17 | 4500 ± 550 | 12 ± 2,3 | 7,2 ± 2,2 |
| Kalk | 16 ± 1,9 | 54 ± 4,0 | 9,9 ± 0,41 | < LOD* | 4600 ± 60 | < LOD | < LOD |
| FeOks | 19000 ± 540 | 780 ± 7,6 | 3,3 ± 0,62 | 480 ± 15 | 2000 ± 50 | 4,1 ± 2,7 | 0,17 ± 0,05 |

*Deteksjonsgrense (K: 15 mg/kg, Fe:2 mg/kg, Mn: 0,1 mg/kg)

2.3 Kolonneforsøk

Utlekkingsforsøkene med jord i kolonner ble utført i henhold til standardisert metode av den europeiske komite for standardisering CEN/TS 14405 (CEN 2004). Hver kolonne ble tilsatt 600 gram jord med eller uten tilsetning av jordbehandlingsmiddel. Kolonnene som er laget av teflon, hadde en indre diameter på 5 cm og lengde på 24 cm. I hver ende av kolonnene ble det satt inn et perforert lokk av plast. Kolonnene ble forseglet med en skrukork av teflon som var koplet til et slangesystem som førte ultrarent ionebyttet vann gjennom kolonnene via en peristaltisk

pumpe. Vannet ble ført gjennom kolonnene i en hastighet av ca 0,6 ml/minutt. Jordbehandlingsmidlet ble blandet inn i jorda ved å riste det inn sammen med jorda i en glassbeholder med lokk. For å redusere mengden småpartikulært materiale som fulgte med vannet gjennom kolonnene og for å fylle gjenstående tomrom i kolonnene, ble det ytterst i hver ende av kolonnene på det perforerte lokket plassert et filter med porestørrelse 100 µm fulgt av en dott med bomull. Jorda i kolonnene ble mettet med vann 3 dager før forsøkets start for å kondisjonere jorda. Det ble tatt ut 7 vannfraksjoner målt ut fra væske-jord forholdet, eller såkalt Liquid-Solid-fraksjoner (LS-fraksjoner), henholdsvis LS 0,1, 0,2, 0,5, 1, 2, 5 og 10. I LS10-fraksjonen har det passert 6L vann gjennom en kolonne med 600 gram jord og det skal simulere ca 20 år med normalnedbør. I hver fraksjon som ble samlet opp ble det målt pH og ledningsevne. Fraksjonene ble deretter konservert med salpetersyre (sluttkonsentrasjon 0,65 %) og metallinnholdet målt med ICP-MS (Thermo, x-series 2). I noen av prøvene ble organisk karbon målt i filtrerte prøver (DOC). Dette ble gjennomført av Eurofins.

2.4 Ristetester

Ristetester ble gjennomført ved å veie ut 0,4 gram jord som deretter ble mikset med 40 ml ultrarent ionebyttet vann i et LS10-forhold i 50 ml polyetylenrør. Rørene med jord ble plassert i en roterende blandemaskin med 10 omdreininger per minutt. Jordprøvene ble blandet i ca 24 timer. I hver prøve ble det målt pH og ledningsevne. Fraksjonene ble deretter filtrert gjennom et 0,45 µm filter og konservert med salpetersyre (sluttkonsentrasjon 0,65%) og metallinnholdet målt med ICP-MS.

2.5 Opparbeidelse av prøver og kjemisk analyse

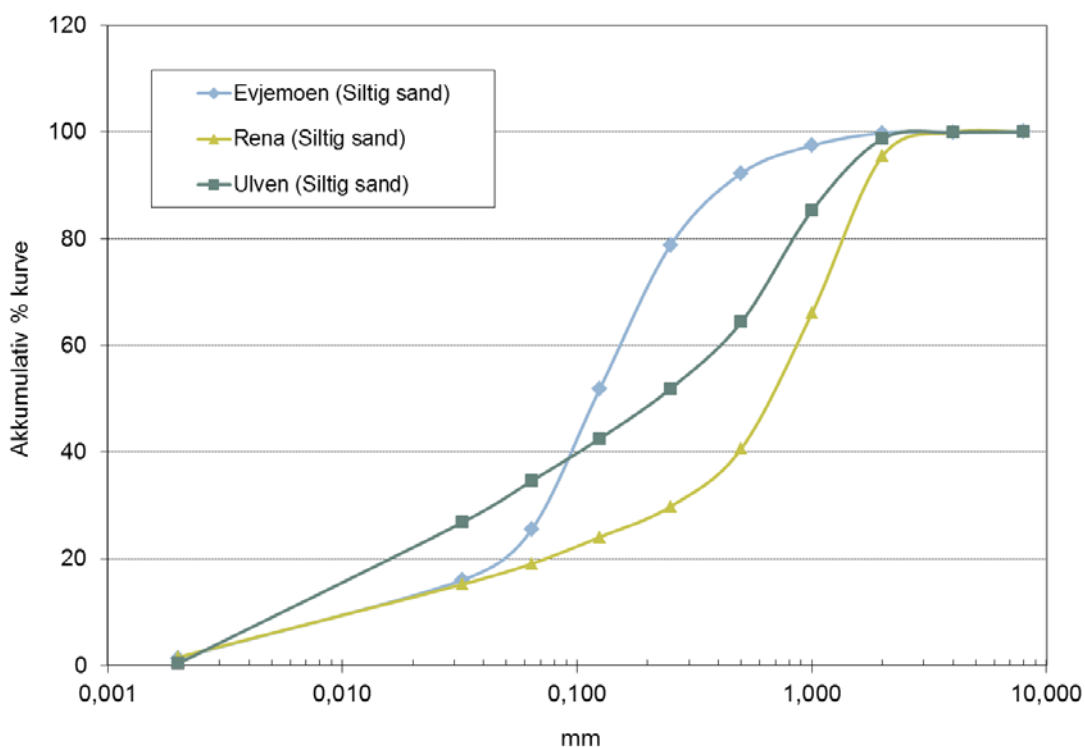
Jordprøver ble oppsluttet i kongevann som er en blanding av salpetersyre og saltsyre i forholdet 1:3. Det ble veid inn ca. 0,3 g jord som ble overført til ekstraksjonsbeholdere i teflon som ble tilsatt kongevann. Prøvene ble deretter ekstrahert i en UltraWave mikrobølgeovnekstraktor ved 200°C. Jordekstraktene og de syrekonserverte vannprøvene ble analysert for forskjellige elementer med en ICP-MS. For å sikre korrekte analyser ble det benyttet sertifiserte referansematerialer med kjent innhold av metaller. I tillegg ble det opparbeidet og analysert referanseprøver av jord med kjent innhold av metaller. Ytterligere detaljer rundt analyse og prøveoppbeidelse står beskrevet i Mariussen (2012).

2.6 Statistikk

Sammenligninger mellom grupper (Student-t og ANOVA) ble utført ved hjelp av GraphPad Prism 5. Andre analyser ble utført med Microsoft Excel 2003.

3 Resultater og diskusjon

Innhold av forskjellige elementer i jordprøvene, og glødetap er presentert i Tabell 3.1 og 3.2. Innholdet av tungmetaller varierte mellom jordtypene og verdt å merke seg er den høye blykonsentrasjonen i Rena-jorda. Ulven-jorda hadde et spesielt høyt innhold av Mg, Ca og Al. Denne jorda var også mye mer basisk enn de andre to jordtypene. Evjemoen hadde et høyere innhold av organisk materiale. Dette kunne også sees med det blotte øyet i form av små flis- eller planterester som passerte gjennom 2 mm sikten. Evjemoenjorda hadde også et høyt innhold av jern og var noe surere enn de andre to jordtypene. Analyse av kornstørrelsesfordeling i 2 mm siktefraksjonen, viste at Evjemoenjorda hadde størst andel jordpartikler mindre enn 0,5 mm (~80%), mens Ulvenjorda hadde den største andelen mindre enn 0,1 mm (Fig 3.1). Ulvenjorda hadde en mer leiraktig konsistens når den var mettet med vann.



Figur 3.1 Kornfordelingskurve for de tre jordtypene i undersøkelsen

Tabell 3.1 Gjennomsnittlig (\pm SD, med medianen i parentes) innhold av bly, kobber og antimon i jordprøvene, samt tørrstoffinnhold og glødetap. Glødetapanalysen er gjort på én prøve og er hentet fra Mariussen et. al (2014). For pH er medianverdien presentert

| Jordtype | Pb (g/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | Glødetap (%) | pH | N |
|--------------|----------------------|------------------------|------------------------|------------------------|--------------|------|---|
| Evje | 8,1 \pm 5,6 (8,2) | 1,0 \pm 0,27 (0,94) | 0,55 \pm 0,15 (0,54) | 0,18 \pm 0,02 (0,19) | 1,6 | 6,90 | 6 |
| Rena | 33 \pm 4,5 (33) | 0,91 \pm 0,35 (1,1) | 2,2 \pm 0,34 (2,2) | 0,11 \pm 0,03 (0,12) | 0,45 | 7,47 | 6 |
| Ulven | 1,4 \pm 0,58 (1,1) | 0,14 \pm 0,05 (0,12) | 0,13 \pm 0,05 (0,10) | 0,08 \pm 0,03 (0,07) | 0,12 | 8,14 | 7 |

Tabell 3.2 Gjennomsnittlig (\pm SD, med medianen i parentes) innhold av forskjellige elementer i jordprøvene.

| Jordtype | Mg (g/kg) | Al (g/kg) | K (g/kg) | Ca (g/kg) | Fe (g/kg) | Mn (g/kg) | N |
|--------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-------------------|------------------------|---|
| Evje | 4,4 \pm 0,86 (4,4) | 7,0 \pm 0,91 (7,2) | 4,5 \pm 0,87 (4,1) | 5,4 \pm 1,1 (6,0) | 68 \pm 4,8 (69) | 0,21 \pm 0,03 (0,22) | 6 |
| Rena | 2,4 \pm 0,30 (2,4) | 10 \pm 0,91 (10) | 7,5 \pm 0,83 (7,7) | 2,1 \pm 0,39 (2,3) | 11 \pm 1,4 (10) | 0,20 \pm 0,03 (0,21) | 6 |
| Ulven | 27 \pm 13 (23) | 43 \pm 15 (38) | 4,6 \pm 1,8 (4,1) | 45 \pm 20 (40) | 36 \pm 14 (32) | 0,56 \pm 0,24 (0,49) | 7 |

De tre forskjellige jordtypene ble siktet i to forskjellige kornstørrelsesfraksjoner for å se nærmere på i hvilken fraksjon den største forurensingen lå, og om utlekkingen av Pb, Cu, Sb og Zn var forskjellig i de to fraksjonene. I Evjejorda lå den største andelen av Pb-forurensingen i den grove fraksjonen (0,5 – 2 mm fraksjonen), mens Cu og Sb var ganske likt fordelt mellom fraksjonene (Tabell 3.3). I Renajorda var Pb og Sb ganske likt fordelt mellom de to fraksjonene. Andelen av Cu var imidlertid mye høyere i finfraksjonen enn grovfraksjonen. I Ulvenjorda var det mye mer Pb i finfraksjonen enn i grovfraksjonen. Det kan være ulike årsaker til at tungmetallene er ujevnt fordelt mellom kornfraksjonene. Fragmenteringsgraden av ammunisjonen avhenger av hardheten til treffpunktet. Høy skyteaktivitet vil i seg selv også kunne øke fragmenteringsgraden av ammunisjonen på grunn av at kulene treffer hverandre (Martin m. fl., 2014). Det kan være ulik knusingsgrad som følge av bruk av forskjellige typer ammunisjon. Stålkuler som er hardere enn blykuler vil sannsynligvis øke knusingsgraden og dermed øke andelen tungmetaller i finfraksjonen. Andre faktorer kan være hvor lenge jorda i vollen er benyttet til formålet, skytefrekvensen og hardheten til mineralene i jorda.

Konsentrasjonen av andre elementer ble også analysert (Tabell 1V, Vedlegg). Elementfordelingen i grovfraksjonen vil sannsynligvis i gjenspeile fordelingen i den opprinnelige jorden, ettersom den har vært gjenstand for mindre grad av knusing og andre forvittringsprosesser. Grovfraksjonen i alle tre jordtyper inneholdt gjennomgående lavere andel av de lettest løselige elementene som K, Mg og Ca. Jorda fra Evje skilte seg litt ut med et svært høyt innhold av jern i grovfraksjonen i forhold til de finere fraksjonene. Mineraljord kan bestå av forskjellige typer mineraler med forskjellig grad av hardhet, og de mest porøse mineralene vil knuses lettere enn de harde. De forskjellige jordfraksjonene ble ikke knust i knusemølle før prøveopparbeidelse. Det vil føre til at analyseusikkerheten vil øke ettersom forurensingene i en grovfraksjon vil være mer heterogent fordelt, enn en finfraksjon. Dette kan også ha hatt betydning for fordelingen av de andre elementene.

Tabell 3.3 Gjennomsnittlig konsentrasjon (\pm SD) av Pb, Cu, Sb og Zn i Evejemoen-, Rena-, og Ulvenjord i to kornstørrelsesfraksjoner.

| Kornstørrelse | Pb (g/kg) | Cu (g/kg) | Sb (g/kg) | Zn (g/kg) | pH | N |
|--------------------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|------|---|
| E < 0,5 mm | 8,3 \pm 0,19 | 1,1 \pm 0,15 | 0,58 \pm 0,03 | 0,20 \pm 0,01 | 7,09 | 3 |
| E 0,5 - 2 mm | 21 \pm 13 | 1,4 \pm 0,11 | 0,69 \pm 0,22 | 0,24 \pm 0,02 | 7,05 | 3 |
| R < 0,5 mm | 46 \pm 3,0 | 1,4 \pm 0,34 | 3,8 \pm 0,37 | 0,18 \pm 0,03 | 7,18 | 3 |
| R 0,5 – 2 mm | 51 \pm 32 | 0,14 \pm 0,02 | 4,6 \pm 4,2 | 0,04 \pm 0,004 | 6,86 | 3 |
| U < 0,5 mm | 2,3 \pm 0,92 | 0,14 \pm 0,02 | 0,19 \pm 0,05 | 0,07 \pm 0,005 | 7,39 | 3 |
| U < 0,5 – 2 mm | 0,16 \pm 0,01 | 0,04 \pm 0,003 | 0,02 \pm 0,001 | 0,03 \pm 0,004 | 7,35 | 3 |

3.1 Utlekking fra referansejord

3.1.1 Ristetester

Ristetestene viste høyest utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra jorda hentet fra Evjemoen (Tabell 3.4). Dette til tross for at det var jorda fra Rena som var mest forurenset. Tabell 3.5 viser den relative utlekkingen i forhold til totalinnholdet av metaller. Karakteristisk for Evjemoenjorda var en noe lavere pH i jordvæsken og et noe høyere innhold av organiske materiale enn de to andre jordtypene. Utlekking av metaller som er i kationisk form vil øke ved redusert pH på grunn av lavere tetthet av negativt ladede overflatekomponenter på jordpartiklene. Organisk materiale kan også danne komplekser med metaller som Pb og Cu (for eksempel Essington 2004). Innslaget av organisk materiale i Evjemoenjorda kan derfor bidra til å øke mobiliteten av Pb, Cu og Zn. Ulvenjorda hadde relativt sett den høyeste utlekkingen av Sb, men en lav utlekking av Pb og Cu. Dette skyldes også sannsynligvis pH i jorda og et høyt innhold av kalsium. Ristetester av basisk jord fra Dovrefjell viste en enda høyere relativ utlekking av Sb i forhold til Pb og Cu (Mariussen, 2012). Løst i vann er Sb primært i anionisk tilstand og får økt mobilitet ved økende pH (Filella m. fl., 2002; Cornelis m. fl., 2008). pH styrer ladningsforholdene på overflaten av partikler. Ved økende pH vil det bli en dreining mot en høyere andel negativt ladete overflatekomponenter på jordpartiklene som vil frastøte negativt ladete ioner, som antimonat, og tiltrekke positivt ladete kationer som Pb, Cu og Zn. Det høye innholdet av Ca i Ulvenjorda kan også bidra til å øke utfellingen av blykarbonater. Evjemoenjorda hadde en forholdsvis høy utlekking av Sb (Tabell 3.5). Dette kan synes motstridende ettersom dette var den jorda med lavest pH og høyest innhold av jern. Adsorpsjon av Sb til jern er avhengig av hvilken kjemisk form jernet er i. Sb har høy affinitet til amorfe jernhydroksider og det er sannsynlig at jernet i Evje-jorda er i en form som ikke favoriserer binding av Sb. En nærmere undersøkelse av den mineralske komposisjonen av jorda vil kunne belyse dette. Det er også vist at Sb kan være tett assosiert med organisk materiale (Steely m. fl., 2007). Innslaget av organisk materiale i Evje-jorda kan ha bidratt til økt relativ utlekking av Sb. Ristetest av sur forurenset torv fra Avgrunnsdalen hadde også en høy relativ utlekking av Sb (Tabell 3.5). Torv består i stor grad av organiske humusstoffer.

Jordvæsken i Ulvenjorda hadde en mye høyere ledningsevne enn de to andre jordtypene. For å se på hva økt ledningsevne kan ha å si for utlekkingen av Pb, Cu, Sb og Zn, ble det i ristevæsken tilsatt havsalt. Mange skytefelt i Norge er lokalisert på kysten og er utsatt for sjøsprøyteepisoder og det er uklart hva dette kan bety for utlekking av tungmetaller og Sb. Tilsetning av havsalt hadde en liten immobiliserende effekt på utlekkingen av tungmetaller (Tabell 3.6). Utlekkingen av Pb ble noe redusert i Evje- og Renajorda. Utlekkingen av Cu ble noe redusert i Renajorda. pH ble noe redusert i jordvæsken fra alle jordtypene, men til tross for dette økte ikke utlekkingen av Pb, Cu, Sb og Zn. Dette kan innebære at økt saltkonsentrasjon i jorda kan ha en stabiliserende effekt på tungmetallene. Tilsetningen av salt hadde også liten betydning for utlekkingen av andre elementer bortsett fra en økt utlekking av Ca, noe som sannsynligvis kan tilskrives en noe redusert pH i jordvæsken, eller ionebytting med for eksempel natrium (Tabell 2V).

Tabell 3.4 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD, med median i parentes) av Pb, Cu, Sb og Zn fra jordprøvene, samt pH og ledningsevne i jordvæsken. Jorda ble blandet med vann i et LS10-forhold i 24 timer. For pH er medianverdien presentert.

| Jordtype | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | Lednings- evne | N |
|----------|---------------------------|---------------------------|-------------------------|----------------------------|------|-----------------------|---|
| Evje | 42 \pm 8,6 (44) | 13 \pm 1,3 (13) | 12 \pm 1,1 (13) | 3,9 \pm 0,10 (3,8) | 6,90 | 41 \pm 3,1 (41) | 6 |
| Rena | 11 \pm 3,8 (11) | 0,63 \pm 0,20 (0,68) | 15 \pm 1,2 (15) | 0,07 \pm 0,02 (0,07) | 7,47 | 41 \pm 36 (26) | 6 |
| Ulven | 0,35 \pm 0,14 (0,34) | 0,07 \pm 0,02 (0,06) | 4,0 \pm 0,23 (4,0) | 0,002 \pm 0,008 (0,0) | 8,14 | 200 \pm 14 (210) | 6 |

Tabell 3.5 Gjennomsnittlig andel ($\%$ \pm SD) av Pb, Cu, Sb og Zn som lekket ut i ristetesten i forhold til totalkonsentrasjonen i jordprøvene.

| Jordtype | Pb | Cu | Sb | Zn | pH | N |
|----------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------|----|
| Rena | 0,03 \pm 0,01 | 0,07 \pm 0,02 | 0,68 \pm 0,05 | 0,06 \pm 0,02 | 7,47 | 6 |
| Evje | 0,52 \pm 0,11 | 0,67 \pm 0,07 | 2,2 \pm 0,20 | 1,5 \pm 0,04 | 6,90 | 6 |
| Ulven | 0,03 \pm 0,01 | 0,05 \pm 0,02 | 3,2 \pm 0,18 | 0,003 \pm 0,01 | 8,14 | 6 |
| Torv* | 0,06 \pm 0,02 | 0,23 \pm 0,06 | 1,1 \pm 0,62 | 1,6 \pm 0,77 | 4,53 | 12 |

*Forurenset torv fra Avgrunnsdalen (Mariussen m. fl., (2016).

Tabell 3.6 Gjennomsnittlig utlekking ($\%$ \pm SD) av Pb, Cu, Sb og Zn i ristetest fra jord tilsatt havsalt i to forskjellige konsentrasjoner, hhv 50 og 500 mg/L.

| Jord | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | Ledn. | N |
|------------|-----------------|------------------|----------------|-------------------|------|--------------|---|
| E* ktr | 42 \pm 8,6 | 13 \pm 1,3 | 12 \pm 1,1 | 3,9 \pm 0,10 | 6,90 | 41 \pm 3,1 | 6 |
| E 50 mg/L | 36 \pm 1,7 | 11 \pm 0,61 | 11 \pm 0,05 | 4,2 \pm 0,30 | 6,93 | 126 \pm 1 | 3 |
| E 500 mg/L | 24 \pm 3,8 | 10 \pm 0,38 | 7,9 \pm 0,49 | 7,5 \pm 0,09 | 6,46 | 853 \pm 6 | 3 |
| R ktr | 11 \pm 3,8 | 0,63 \pm 0,20 | 15 \pm 1,2 | 0,07 \pm 0,02 | 7,47 | 41 \pm 36 | 6 |
| R 50 mg/L | 5,3 \pm 0,70 | 0,35 \pm 0,05 | 16 \pm 1,0 | 0,07 \pm 0,02 | 7,54 | 120 \pm 5 | 3 |
| R 500 mg/L | 3,4 \pm 0,13 | 0,19 \pm 0,008 | 13 \pm 0,55 | 0,23 \pm 0,19 | 7,01 | 870 \pm 46 | 3 |
| U ktr | 0,35 \pm 0,14 | 0,07 \pm 0,02 | 4,0 \pm 0,23 | 0,002 \pm 0,008 | 8,14 | 200 \pm 14 | 6 |
| U 50 mg/L | 0,41 \pm 0,07 | 0,05 \pm 0,006 | 3,7 \pm 0,14 | 0,0 | 8,44 | 271 \pm 4 | 3 |
| U 500 mg/L | 0,39 \pm 0,08 | 0,05 \pm 0,01 | 3,6 \pm 0,23 | 0,0 | 7,89 | 980 \pm 14 | 3 |

*E=Evje, R= Rena, U=Ulven

3.2 Kolonnetester

Det ble gjennomført kolonnetester på de forskjellige jordtypene uten tilsetning av stabiliseringsmidler. Forsøk ble gjort på tre forskjellige jordfraksjoner; jord med kornstørrelse på < 2 mm; jord med kornstørrelse mellom 0,5 mm og 2 mm; og jord med kornstørrelse på < 0,5 mm. Jorda med kornstørrelse < 2mm ble definert som referansejord. Figurene 3.2-3.4 viser utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn som funksjon av LS-forholdet i 2 mm fraksjonen. Figurene 1V-3V (Fig. 1V-3V, Vedlegg) viser den kumulative utlekkingen av Pb, Cu, Sb og Zn som funksjon av LS-forholdet i 2 mm fraksjonen. Generelt ble utlekkingen av Pb, Cu og Zn gradvis redusert med økende LS-fraksjon. Det skyldes at det er de mest lettløselige/mobile metallene som først løses ut fra jorda. Ved de høyere LS-fraksjonene vil andelen av de mest mobile metallfraksjonene avta. Dette betyr at utlekkingen over tid vil reduseres selv om totalinnholdet av tungmetaller i jorda ikke reduseres signifikant. Tilsvarende er observert i utlekking fra nedlagte skytefelt. Avrenningen fra for eksempel skytefeltet på Avgrunnsdalen var høyere da feltet fortsatt var aktivt og rett etter at det ble avsluttet som skytefelt (Strømseng og Ljønes, 2002). Ledningsevnen i jordvæsken gikk gradvis nedover etter hvert som mer og mer vann gikk gjennom jorda og vasket ut salter (data ikke vist). pH ble imidlertid bare i liten grad påvirket av at større volum vann ble vasket gjennom jorda. Utlekkingen av Sb fulgte et litt annet mønster enn for Pb, Cu og Zn. Fra Rena- og Evjemoenjorda ble det observert en gradvis økning av utlekkingen fulgt av en stabilisering og deretter en nedgang. Det er vanskelig å utdype mekanismene for utlekking av de forskjellige elementene. Utlekkingen styres av jordkjemien, fragmenteringsgraden på ammunisjonsrestene og jordpartiklene, og oksidasjons- og reduksjonsprosesser. Kationer har høy affinitet til småpartikulært materiale som kan bestå av negativt ladede leirpartikler, eller til organisk materiale. Selv om vannet som ble samlet opp ble filtrert gjennom et 0,45 µm filter kan de høyere konsentrasjonene av Pb, Cu og Zn i de lave LS-fraksjonene skyldes småpartikulært materiale som ble vasket gjennom jordsøylen. Det er videre kjent at metaller i jord over tid såkalt eldes, det vil si at mobiliteten og ikke minst biotilgjengeligheten til metaller tilført jord vil avta over tid (for eksempel Ma m. fl., 2006; Donner m. fl., 2010). Mekanismene for dette er foreslått å være at metallene diffunderer inn i mikroporer i jordmineralene eller i det organiske materialet; metallene danner komplekser med overflatepartikler; metallene danner utfellingsprodukter med jordmineraler eller organisk materiale (Zhou m. fl., 2008). Pb fra ammunisjon kan bli omdannet til blymineraler som cerussitt (PbCO₃), hydrocerussitt [Pb₃(CO₃)₂(OH)₂], og anglesitt (PbSO₄) (Lin m. fl., 1995, 1996; Cao m. fl., 2003; Hettiarachchi og Pierzynski, 2004). Hydrocerussitt er den dominerende. I humusrik jord skjer denne omdannelsen raskere enn i jord med liten andel organisk materiale (Lin m. fl., 1995). I tillegg vil Pb ha høy affinitet og lett adsorberes til organisk materiale og leirmateriale (Hettiarachchi og Pierzynski, 2004). For Cu er kjemien i jord mindre kjent, men man vet at stabiliteten er sterkt pH-avhengig og at mobiliteten øker med synkende pH (for eksempel Essington 2004). Cu kan også danne stabile komplekser med organisk materiale i tillegg til å danne syreløselige karbonater og Fe-Mn-oksider (Kumpiene m. fl., 2007, 2008). Gjennom elding er det vist at løselig Cu ved pH > 5.5 kan danne utfellingsprodukter som malakitt Cu₂CO₃(OH)₂ og kobberhydroksid (CuOH₂) og kobberoksid CuO (Ma m. fl., 2006; Liu og Zhao 2007; Zhou m. fl., 2008). Hardison Jr, m. fl., (2004) observerte en mye større nedbrytningshastighet av små blyfragmenter enn store. De forklarte dette med at større

blyfragmenter ble dekket av et beskyttende belegg av blymineraler som hindret videre nedbrytning av metallisk bly innenfor belegget. Små fragmenter derimot var for små til at et slikt beskyttende belegg ble dannet og ble dermed ganske raskt fullstendig omdannet til forskjellige blymineraler som Pb-karbonater og PbSO₄ som er mobile i surt vann (Cao m. fl., 2003). Sure jordtyper med høy andel organisk materiale vil antageligvis framskynde denne prosessen (Lin m. fl., 1995; Cao m. fl., 2003; Sanderson m. fl., 2012). Det vil derfor over tid, slik som observert på Avgrunnsdalen, forventes en gradvis nedgang i utlekkingen av bly hvis skyteaktiviteten stopper selv om man ikke observerer noen nedgang i forurensningen i jorda. De kjemiske egenskapene til antimon er veldig forskjellig fra Pb og Cu. Utlekkingstester på forurenset jord har vist at Sb har et mye høyere utlekkingspotensiale enn Pb og Cu (Sanderson m. fl., 2012; Mariussen, 2012; Martin m. fl., 2013), og er tilsynelatende mer mobilt i vann. Utlekkingen av Sb vil, i motsetning til Cu og Pb, øke med økende pH (Sanderson m. fl., 2012; Martin m. fl., 2013; Hockmann m. fl., 2015). Imidlertid vil sannsynligvis utlekkingen av Sb fra blyammunisjonen også gradvis avta etter hvert som det dannes et beskyttende lag på overflaten av blyammunisjonen og vannet i mindre grad greier å trenge inn i kula og løse ut Sb.

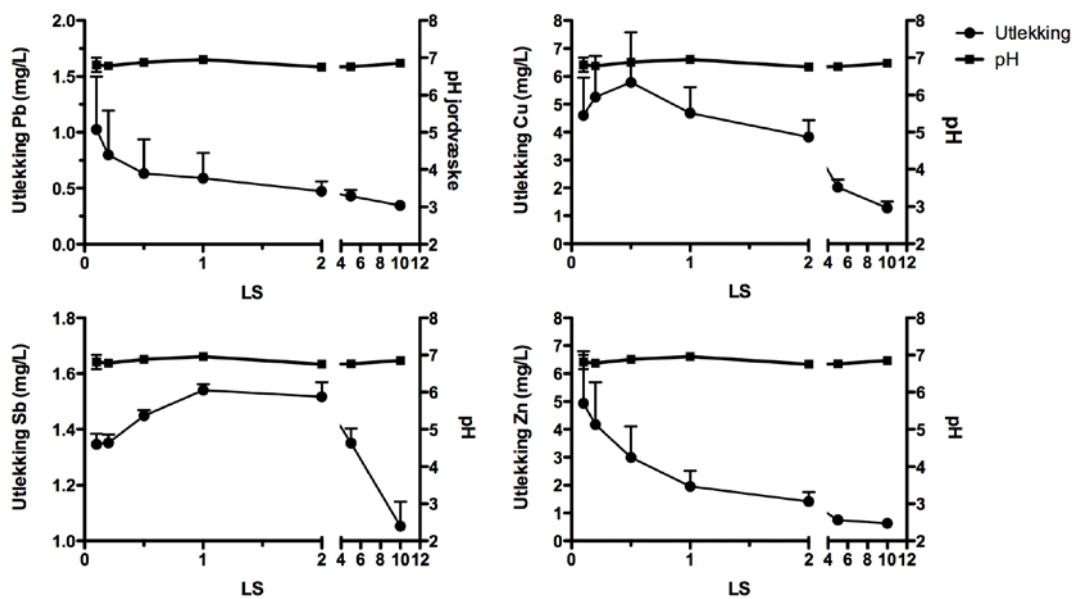


Fig 3.2 Gjennomsnittlig utlekking av (\pm SD) Pb, Cu, Sb og Zn fra Evjemoenjord som funksjon av LS-fraksjonene, samt gjennomsnittlig pH ved hvert LS-uttak. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 5 forsøk.

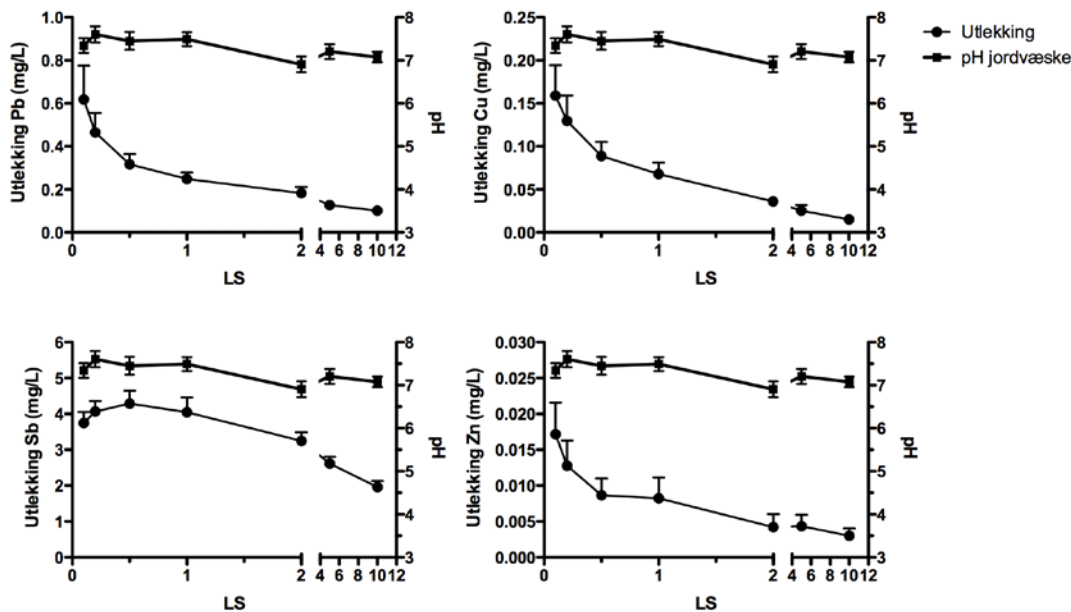


Fig 3.3 Gjennomsnittlig utlekking av (\pm SD) Pb, Cu, Sb og Zn fra Renajord som funksjon av LS-fraksjonene, samt gjennomsnittlig pH ved hvert LS-uttak. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 forsøk

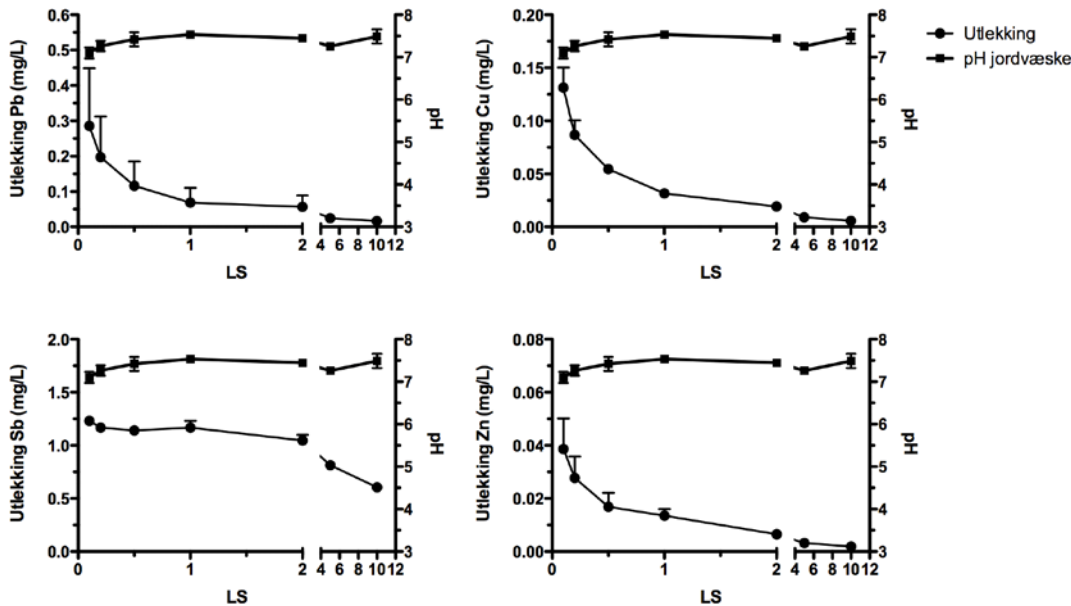


Fig 3.4 Gjennomsnittlig utlekking av (\pm SD) Pb, Cu, Sb og Zn fra Ulvenjord som funksjon av LS-fraksjonene, samt gjennomsnittlig pH ved hvert LS-uttak. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 forsøk.

Utlekkingen av Pb, Cu, Sb og Zn fra kolonnestudien ble sammenlignet med utlekkingen fra ristetestene. Med noen unntak samsvarte utlekkingen av Cu, Sb, og til en viss grad Zn, mellom de to metodene relativt godt (Tabell 3.7). Utlekkingen av Pb var i Evjemoenjorda og Renajorda mye høyere i ristetesten enn kolonnetesten. pH i jordvæsken ble også målt litt høyere i ristetesten enn i kolonnetesten. Tilsvarende ble også observert for noen av de andre elementene (Tabell 3V). Utlekkingen av Al og Mn fra Evjemoenjorda var for eksempel mye høyere i ristetest, enn i kolonnetesten. Årsakene til dette kan være at ristetesten induserer en mye større mekanisk påvirkning av jorda enn kolonnetesten. Dette kan øke andelen småpartikulært, eller kolloidalt materiale som løses ut fra jorda, og gjøre de mindre mobile elementene mer mobile. En ristetest vil derfor kanskje overestimere utlekkingspotensialet til noen elementer, som for eksempel Pb, sammenligne med en kolonnetest som kanskje gir en bedre simulering av virkeligheten. Det var også utlekking av løst organisk materiale fra de forskjellige jordtypene. Høyest utlekking var fra Evjejord som også hadde det høyeste innholdet av organisk materiale. Kationer som Pb og Cu kan ha høy affinitet til humusstoffer i jorda og vil sannsynligvis bidra til økt utlekking av disse.

Tabell 3.7 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD, med median i parentes) av Pb, Cu, Sb og Zn fra referansejorda i LS10-fraksjonen etter kolonnetest (kol) og ristetest (rist).

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | DOC (mg/kg) | pH | N |
|---------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|-----------|----------|
| E-kol | 3,6 \pm 0,64*** | 13 \pm 4,9 | 11 \pm 2,0 | 6,5 \pm 3,3 | 134 | 6,78 | 5 |
| E-rist | 42 \pm 8,6 | 13 \pm 1,3 | 12 \pm 1,1 | 3,9 \pm 0,10 | | 6,90 | 6 |
| R-kol | 1,0 \pm 0,26** | 0,15 \pm 0,08** | 20 \pm 3,1 | 0,03 \pm 0,02* | 44 | 7,05 | 4 |
| R-rist | 11 \pm 3,8 | 0,63 \pm 0,20 | 15 \pm 1,2 | 0,07 \pm 0,02 | | 7,47 | 6 |
| U-kol | 0,17 \pm 0,16 | 0,06 \pm 0,02 | 6,1 \pm 0,64** | 0,02 \pm 0,007** | 54 | 7,46 | 4 |
| U-rist | 0,35 \pm 0,14 | 0,07 \pm 0,02 | 4,0 \pm 0,23 | 0,002 \pm 0,008 | | 8,14 | 6 |

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, signifikant forskjell mellom kolonnetest og ristetest (Student-t forskjellig varians)

Det ble videre gjennomført et kolonnestudie på de forskjellige kornstørrelsesfraksjonene for å se på eventuelle forskjeller i utlekkingsmønsteret (Fig 3.5-3.7, Tabell 3.8). Med unntak av Sb var det små forskjeller i utlekking av metaller mellom størrelsesfraksjonene. Med noen unntak var det imidlertid en generell trend i dataene som antydte høyere utlekking fra jorda med minst kornstørrelse. I Evjemoenjorda var det, med unntak av Sb i LS-10 fraksjonen, ingen signifikante forskjeller i utlekkingen av Cu, Pb, og Zn mellom de to størrelsesfraksjonene (Fig 3.5, Tabell 3.8). I Renajorda var det signifikant høyere utlekking av Pb i den grove jordfraksjonen, signifikant høyere utlekking av Sb i finfraksjonen og ingen signifikante forskjeller i utlekking av Cu og Zn mellom fraksjonene (Fig 3.6, Tabell 3.8). Trenden var likevel høyere utlekking av Cu i finfraksjonen. I Ulvenjorda var det en signifikant høyere utlekking av Sb i finfraksjonen (Fig 3.7, Tabell 3.8). Det var ikke en signifikant forskjell i utlekking av Pb, Cu og Zn mellom kornstørrelsesfraksjonene i Ulvenjorda, men trenden var likevel en høyere utlekking i

finfraksjonen (Fig 3.7, Tabell 3.8). Man kan forvente høyere utlekking fra en finfraksjon på grunn av at et større overflateareal av partikler i forhold til vekt og volum kommer i kontakt med vann. Forskjellene i utlekking mellom de to størrelsesfraksjonene var imidlertid mindre en forventet. Dette kan delvis skyldes at det fortsatt vil være litt finstøv igjen i den grove fraksjonen. En annen grunn kan være forskjeller i pH i jordvæsken mellom fin- og grovfraksjonen ettersom jordkarakteristikken sannsynligvis vil forandre seg noe ved sikting. Det var imidlertid ingen signifikant forskjeller i pH mellom de respektive størrelsesfraksjonene. For andre elementer var det en trend at de mer vannløselige og mobile elementene som Ca og Mg hadde størst utlekking i finfraksjonen (Tabell 3V). Dette skyldes et mye høyere kontaktareal mellom jordpartikler og vann. Tabell 3.8 sammenligner også den kumulative utlekkingen av to kornstørrelsesfraksjoner med utlekkingen av < 2 mm fraksjonen.

Tabell 3.8 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD) av Pb, Cu, Sb og Zn i LSI0-fraksjonen etter kolonnetest av jordprøver med forskjellige kornstørrelse.

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | N |
|---------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------|----------|
| E < 2mm | 3,6 \pm 0,64 | 13 \pm 4,9 | 11 \pm 2,0 | 6,5 \pm 3,3 | 6,78 | 5 |
| E<0,5 mm | 3,5 | 6,7 | 11 | 3,3 | 7,09 | 4 |
| E 0,5-2mm | 2,7 | 4,8 | 8,0 | 2,7 | 7,05 | 3 |
| R < 2mm | 1,0 \pm 0,26 | 0,15 \pm 0,08 | 20 \pm 3,1 | 0,03 \pm 0,02 | 7,05 | 4 |
| R <0,5 mm | 1,5 | 0,23 | 29 | 0,04 | 7,18 | 3 |
| R 0,5-2mm | 4,1 | 0,16 | 8,5 | 0,07 | 6,86 | 3 |
| U < 2mm | 0,17 \pm 0,16 | 0,06 \pm 0,02 | 6,1 \pm 0,64 | 0,02 \pm 0,007 | 7,46 | 4 |
| U <0,5 mm | 0,35 | 0,09 | 7,9 | 0,04 | 7,39 | 4 |
| U 0,5-2mm | 0,17 | 0,03 | 2,2 | 0,02 | 7,35 | 4 |

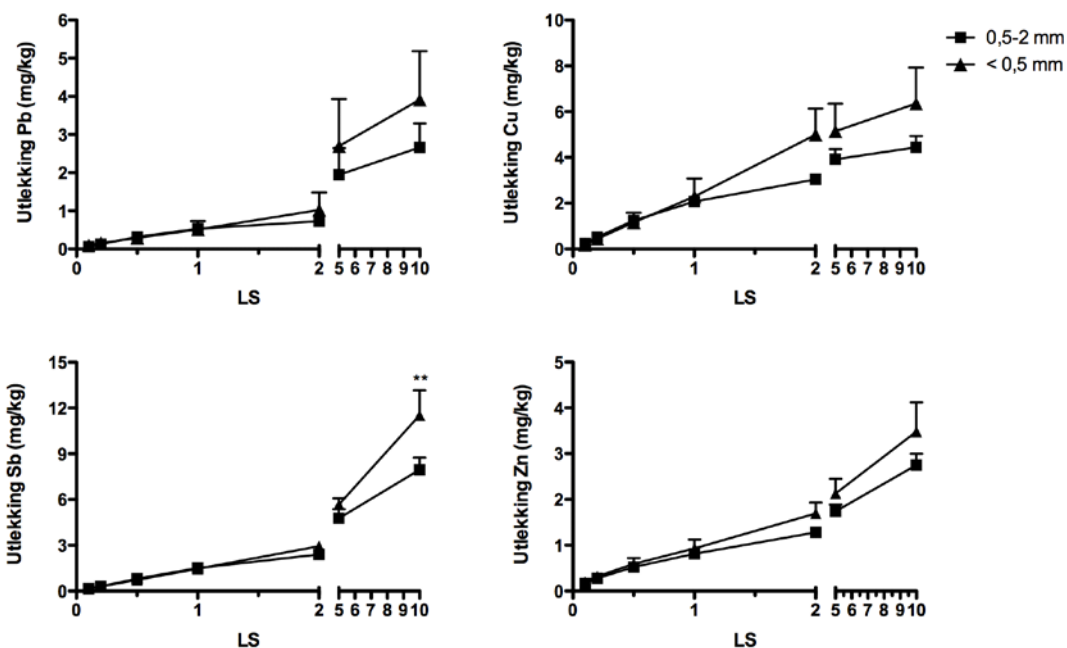


Fig 3.5 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra to størrelsesfraksjoner i kolonnestudie av jord fra Evjemoen. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 3 eller 4 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (** $p < 0,01$).

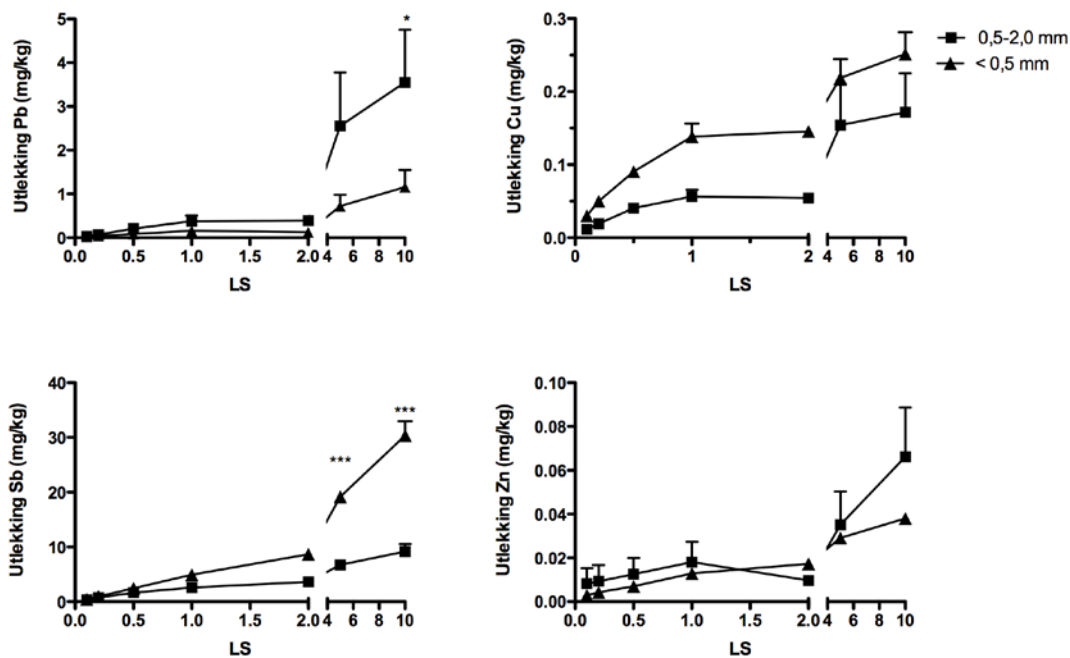


Fig 3.6 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra to størrelsesfraksjoner i kolonnestudie av jord fra Rena. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 3 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

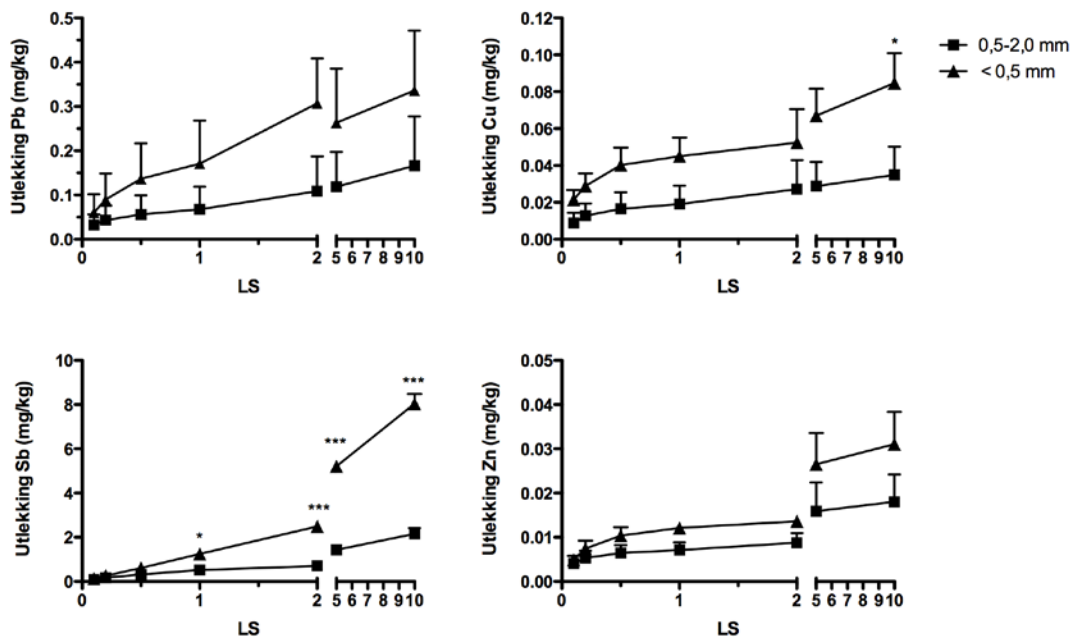


Fig 3.7 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra to størrelsesfraksjoner i kolonnestudie av jord fra Ulven. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 3 eller 4 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

3.3 Effekt av jordforbedringsmidler

3.3.1 Ristetester

Ristetester kan gi en rask indikasjon på effekten av et stabiliseringsmiddel. De tre jordtypene ble blandet sammen med 2% (vektbasert) CFH-12, og henholdsvis 2% og 5% hjemmelaget jernoksid, og tilsatt vann i et LS10-forhold og satt til miksing i ca 24 timer. Innblandingen av CFH-12 gav en kraftig økning av utlekking av Pb i Renajorda, drøyt 20% økning av Pb-utlekking fra Evjemoenjorda, mens utlekkingen av Pb fra Ulvenjorda ble redusert (Tabell 3.9). Utlekkingen av Sb ble kraftig redusert i alle jordtypene. I Evjemoenjorda ble Cu-utlekkingen halvert, mens Cu-utlekkingen økte i Renajorda. Cu-utlekkingen ble noe redusert fra Ulvenjorda. I Ulvenjorda var riktignok Cu-utlekkingen helt marginal i utgangspunktet. Også utlekkingen av Zn økte i alle jordtypene ved innblandingen av CFH-12. Årsaken til den økte utlekkingen av kationene skyldes høyst sannsynlig at jernhydroksidpulveret var surt og bidro til å redusere pH i jordvæsken med minst en pH-enhet (Tabell 3.9). For Sb var det omvendt. Den lave pH i jordvæsken bidro sannsynligvis både til å øke effekten av jernhydroksidet og til å redusere Sb-løseligheten i jorda. CFH-12 inneholdt litt forurensninger av både Pb, Cu og Zn (Tabell 2.1), men på grunn av de små mengdene som ble benyttet så bidro ikke dette i nevneverdig grad. I Ulvenjorda ble både Pb og Cu-utlekkingen redusert med innblandingen av CFH. Det skyldes sannsynligvis at Ulvenjorda ikke ble surgjort i samme grad på grunn av en mye høyere

bufferkapasitet. Denne jorda var alkalisk i utgangspunktet med et høyt innhold av Ca og Mg. Det var det en påfallende økning i utlekkingen av Mg og Ca (Tabell 4V). Dette skyldes delvis et høyt innhold av disse stoffene i jernhydroksidet i tillegg til en redusert pH i jordvæsken. Ulvenjorda som hadde en høy konsentrasjon av Ca i utgangspunktet fikk en kraftig mobilisering av Ca med CFH-12. For de andre elementene fikk man en redusert utlekking av Al og Fe, men en økt utlekking av Mn. Forskjellene var imidlertid små og kan tilskrives adsorpsjon på jernhydroksidet.

Tabell 3.9 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD, med median i klamme) etter ristetest (LS10) av forskjellige elementer i referanse jordprøver og jordprøvene blandet med 2% CFH.

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | Lednings -evne | N |
|--------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------|---------------------------------|----------|
| E-CFH | 54 \pm 3,3 | 6,5 \pm 0,06 | 0,49 \pm 0,03 | 20 \pm 0,29 | 5,51 | 220 \pm 2 | 3 |
| E-Ktr | 42 \pm 8,6 | 13 \pm 1,3 | 12 \pm 1,1 | 3,9 \pm 0,10 | 6,90 | 41 \pm 3,1 | 6 |
| R-CFH | 89 \pm 5,5 | 1,3 \pm 0,18 | 0,69 \pm 0,05 | 3,2 \pm 0,31 | 5,65 | 180 \pm 4 | 3 |
| R-Ktr | 11 \pm 3,8 | 0,63 \pm 0,20 | 15 \pm 1,2 | 0,07 \pm 0,02 | 7,47 | 41 \pm 36 | 6 |
| U-CFH | 0,05 \pm 0,01 | 0,009 \pm 0,01 | 0,40 \pm 0,01 | 0,01 \pm 0,07 | 7,20 | 530 \pm 26 | 3 |
| U-Ktr | 0,35 \pm 0,14 | 0,07 \pm 0,02 | 4,0 \pm 0,23 | 0,002 \pm 0,008 | 8,14 | 200 \pm 14 | 6 |

For å kompensere forandringen i pH har det i tidligere forsøk blitt benyttet kalk (Okkenhaug m. fl., 2013, 2016; Mariussen m. fl., 2014). Det ble blandet inn i jorda henholdsvis 1 og 2% kalk fra Franzefoss for å se hvilken effekt kalken hadde på utlekkingen av metallene og hva det hadde å si for pH i jordvæsken. Fra Evjemoenjorda ble det observert en 20 % økning i utlekking av Pb med innblanding av 2% kalk (Tabell 3.10). I Renajorda hadde innblandingen av kalk ingen signifikant effekt. I Ulvenjorda økte utlekkingen av Cu, men utlekkingen var i utgangspunktet veldig lav og små variasjoner i utlekkingen kan gi store prosentvise utslag. For Pb, Sb og Zn var effekten liten i Ulvenjorda. pH i jordvæsken økte med en drøy pH-enhet i Evjemoen- og Renajorda. Økningen i pH var noe mindre i Ulvenjorda. Tilsetning av kalk hadde lite å si for utlekking av andre elementer med unntak av en økning i utlekking av Ca (Tabell 4A). Ved å blande inn både kalk og CFH i den forurensede jorda ble Pb- og Cu-utlekkingen redusert, og den reduserte Sb-utlekkingen ble opprettholdt (Tabell 3.11). Sb-utlekkingen økte noe i forhold til CFH alene i Rena- og Evjejord, men ikke i Ulvenjorda. Gitt at kalk alene hadde liten påvirkning på metallutlekkingen kan det tyde på at pH er den viktigste faktoren for virkningen av CFH som stabiliseringsmiddel. Blir pH for høy er det fare for at effekten av stabiliseringsmiddelet på Sb vil avta. Betydningen av pH for utlekking var også tydelig for utlekkingen av Ca i Ulvenjorda. Ulvenjorda hadde et høyt innhold av Ca og innblanding av kalk gav ikke økt utlekking av Ca (Tabell 4V). Innblanding av jernhydroksid sammen med kalk gav imidlertid en kraftig økning i Ca-utlekkingen. Kalk er en blanding av kalsiumkarbonat og kalsiumoksid og løseligheten i vann er styrt av endringer i pH.

Tabell 3.10 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD, med median i klamme) etter ristetest (LSI0) av forskjellige elementer i referansejordprøver og jordprøvene blandet med henholdsvis 1% og 2% kalk.

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | Ledn. | N |
|------------------|-----------------|------------------|----------------|-------------------|------|--------------|---|
| E ktr | 42 \pm 8,6 | 13 \pm 1,3 | 12 \pm 1,1 | 3,9 \pm 0,10 | 6,90 | 41 \pm 3,1 | 6 |
| E 1% kalk | 36 \pm 3,3 | 10 \pm 4,0 | 11 \pm 0,42 | 2,1 \pm 0,18 | 7,50 | 75 \pm 0,4 | 3 |
| E 2% kalk | 54 \pm 6,3 | 9,8 \pm 1,0 | 13 \pm 0,56 | 2,2 \pm 0,21 | 7,50 | 124 \pm 50 | 3 |
| R ktr | 11 \pm 3,8 | 0,63 \pm 0,20 | 15 \pm 1,2 | 0,07 \pm 0,02 | 7,47 | 41 \pm 36 | 6 |
| R 1% kalk | 13 \pm 1,5 | 0,65 \pm 0,09 | 19 \pm 0,32 | 0,02 \pm 0,02 | 8,73 | 44 \pm 1,3 | 3 |
| R 2% kalk | 14 \pm 0,72 | 0,91 \pm 0,34 | 19 \pm 0,11 | 0,05 \pm 0,001 | 8,79 | 49 \pm 0,7 | 3 |
| U ktr | 0,35 \pm 0,14 | 0,07 \pm 0,02 | 4,0 \pm 0,23 | 0,002 \pm 0,008 | 8,14 | 200 \pm 14 | 6 |
| U 1% kalk | 0,50 \pm 0,05 | 0,05 \pm 0,003 | 3,7 \pm 0,19 | 0,07 \pm 0,2 | 8,54 | 168 \pm 11 | 3 |
| U 2% kalk | 0,21 \pm 0,02 | 0,29 \pm 0,24 | 4,3 \pm 0,11 | 0,01 \pm 0,02 | 8,43 | 194 \pm 15 | 3 |

Innblanding av hjemmelaget jernoksid gav også en redusert utlekking av de forskjellige metallene (Tabell 3.11). Effekten økte med mengden jernoksid tilsatt, men var generelt noe dårligere enn CFH blandet sammen med kalk, særlig for Pb. Forsøket viste likevel at jernoksidprodukter kan fungere godt som stabiliseringsmiddel. Det som er avgjørende for effekten vil være faktorer som størrelsen på jernoksidpartiklene, andelen av jernoksidet som er amorf, type jernoksid og pH i jorda. Vi laget et jernoksidprodukt av jernpulver blandet sammen med kvartssand. Kwartssand ble brukt som et slags bindemiddel av jernet og for å unngå klumpdannelse av oksidert jern. Produktet ble til slutt knust med morter og siktet. Et lignende produkt ble i et annet prosjekt laget som et adsorpsjonsmiddel for rensing av forurenset vann (Mariussen m. fl., 2012). I motsetning til CFH var ikke dette produktet surt og det ble ikke observert at det i noen særlig grad påvirket utlekkingen av andre elementer, eller pH (Tabell 3.11 og 4V). Ledningsevnen i jordvæsken økt litt, men det skyldes tilsetningen av salt for å øke oksidasjonshastigheten av jernet.

Det er foreslått flere mekanismer for hvordan jernoksider stabiliserer Pb, Cu og Sb. Jernoksider har adsorpsjonssteder for metallioner der det blir antatt at både kationer som Pb og Cu, og anioner som Sb adsorberes til overflaten og i tillegg kan gå inn som en del av krystallstrukturen (Stipp m. fl., 2002; Hettiarachchi og Pierzynski, 2004; Spuller m. fl., 2007, Kumpiene m. fl., 2007, 2008; Johnson m. fl., 2005). Tilstandsformen til Fe har en viktig betydning for evne til adsorpsjon (Hartley, m. fl. 2004). Jern under aerobe forhold vil oksidere til jernhydrater ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) og jernoksidhydroksider ($\text{FeO}(\text{OH})$) (e.g. Cundy et la., 2008, Kumpiene m. fl., 2008). Disse jernoksidene vil innledningsvis være av amorf karakter med stort overflateareal. Over tid vil en større andel av jernoksidene omdannes til krystallinske former som goethite (α - FeOOH) og hematite (α - Fe_2O_3) (Stipp m. fl., 2002; Phillips m. fl., 2003). Jernoksidene med amorf karakter vil sannsynligvis ha de beste adsorptive egenskapene blant annet på grunn av et større overflateareal. Det er vist at Sb binder seg sterkest til jernoksidhydroksid (Johnson m. fl.,

2005). I tillegg vil pH spille en stor rolle ettersom det avgjør om ladningsforholdet på sorbentoverflaten er positivt eller negativt ladet. Det isoelektrisk punkt, det vil si der nettoladningen er lik null, ligger for mange jernhydroksider på mellom pH 7 og 10 (Hartley m. fl., 2004; Wang og Mulligan, 2006). Et negativt ladningsforhold vil øke med økende pH og øke adsorpsjonen av kationer. Derfor kan kalking i kombinasjon med innblanding av jernoksider øke adsorpsjonskapasiteten av kationer, men på den annen side redusere adsorpsjonen av anioner slik som Sb. Forskjellige kationer har forskjellig affinitet til jernoksider. I et arbeid av McKenzie (1980) hvor binding av metaller til tre Fe-oksider og ni Mn-oksider ble testet, ble det vist at Pb adsorberer sterkest fulgt av Co, Cu, Mn, Ni og Zn.

Tabell 3.11 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD, med median i klamme) etter ristetest (LS10) av forskjellige elementer i referansejordprøver og jordprøvene blandet med 2% CFH og henholdsvis 1% og 2% kalk, to konsentrasjoner med hjemmelaget FeOx.

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | Ledn. | N |
|------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------|--------------|----------|
| E ktr | 42 \pm 8,6 | 13 \pm 1,3 | 12 \pm 1,1 | 3,9 \pm 0,10 | 6,90 | 41 \pm 3,1 | 6 |
| E 2% CFH | 54 \pm 3,3 | 6,5 \pm 0,06 | 0,49 \pm 0,03 | 20 \pm 0,29 | 5,51 | 220 \pm 2 | 3 |
| E + 1% | 6,1 \pm 0,67 | 1,2 \pm 0,14 | 1,2 \pm 0,05 | 0,82 \pm 0,26 | 6,72 | 380 \pm 20 | 3 |
| E + 2% | 3,6 \pm 0,31 | 0,91 \pm 0,10 | 1,2 \pm 0,06 | 0,50 \pm 0,07 | 7,09 | 457 \pm 3 | 3 |
| E 2% FeOx | 22 \pm 0,41 | 5,1 \pm 0,20 | 3,3 \pm 0,06 | 2,3 \pm 0,06 | 6,73 | 63 \pm 1 | 3 |
| E 5% FeOx | 12 \pm 2,1 | 1,9 \pm 0,12 | 1,5 \pm 0,09 | 1,2 \pm 0,09 | 6,68 | 98 \pm 3 | 3 |
| R ktr | 11 \pm 3,8 | 0,63 \pm 0,20 | 15 \pm 1,2 | 0,07 \pm 0,02 | 7,47 | 41 \pm 36 | 6 |
| R 2% CFH | 89 \pm 5,5 | 1,3 \pm 0,18 | 0,69 \pm 0,05 | 3,2 \pm 0,31 | 5,65 | 180 \pm 4 | 3 |
| R + 1% | 2,5 \pm 0,07 | 0,08 \pm 0,002 | 2,2 \pm 0,04 | 0,0 | 7,20 | 401 \pm 7 | 3 |
| R + 2% | 1,9 \pm 0,06 | 0,50 \pm 0,42 | 3,6 \pm 0,13 | 0,03 \pm 0,005 | 7,66 | 446 \pm 8 | 3 |
| R 2% FeOx | 3,8 \pm 0,90 | 0,15 \pm 0,04 | 3,8 \pm 1,2 | 0,04 \pm 0,01 | 7,12 | 52 \pm 0,4 | 3 |
| R 5% FeOx | 2,5 \pm 0,24 | 0,07 \pm 0,004 | 1,3 \pm 0,04 | 0,01 \pm 0,005 | 7,20 | 92 \pm 2 | 3 |
| U ktr | 0,35 \pm 0,14 | 0,07 \pm 0,02 | 4,0 \pm 0,23 | 0,002 \pm 0,008 | 8,14 | 200 \pm 14 | 6 |
| U 2% CFH | 0,05 \pm 0,01 | 0,009 \pm 0,01 | 0,40 \pm 0,01 | 0,01 \pm 0,07 | 7,20 | 530 \pm 26 | 3 |
| U + 1% | 0,04 \pm 0,003 | 0,009 \pm 0,002 | 0,40 \pm 0,009 | 0,0 | 7,47 | 529 \pm 14 | 3 |
| U + 2% | 0,08 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,08 | 0,56 \pm 0,005 | 0,03 \pm 0,04 | 7,54 | 576 \pm 11 | 3 |
| U 2% FeOx | 0,05 \pm 0,01 | 0,02 \pm 0,003 | 1,5 \pm 0,03 | < LOD | 8,13 | 220 \pm 11 | |
| U 5% FeOx | 0,03 \pm 0,002 | < LOD | 0,75 \pm 0,008 | < LOD | 8,10 | 270 \pm 13 | |

3.3.2 Kolonnetester

CFH-12 jernhydroksid

Som for ristetestene ble det observert en mobilisering av Pb i Rena- og Evjejorda, og en generell immobilisering av Sb i alle tre jordtypene med 2% CFH (Tabell 3.12 og 3.13). Denne effekten kan tilskrives pH-endringen i jorda som følge av at CFH var et veldig surt produkt.

Innblanding av CFH hadde ingen effekt på utlekkingen av løst organisk materiale (Fig 3.8).

For å justere pH ble det tilsatt kalk i samme mengde. Ettersom en økning av pH kan innebære en økning i utlekking av anioner, kan det være en fare for at utlekkingen av Sb vil øke.

Tilsetting av kalk alene førte til en reduksjon av Pb-, Cu- og Zn-utlekkingen fra Evjejorda (Fig. 3.9, Tabell 3.12 og 3.13), en reduksjon i Pb og Cu-utlekkingen fra Renajorda (Fig 3.10, tabell 3.12 og 3.13) og en reduksjon i Cu-utlekkingen fra Ulvenjorda (Fig. 3.11, Tabell 3.12 og 3.13).

Som observert i ristetesten fikk innblanding av kalk ingen konsekvenser for Sb-utlekkingen for noen av jordtypene (Fig 3.9-11, og Tabell 3.12 og 13). Innblanding av kalk sammen med CFH hindret også mobilisering av Pb samtidig som utlekkingen av Sb ble redusert (Fig 3.12-3.14, Tabell 3.12 og 3.13). I Evjejorda ble det en reduksjon i Cu og Sb-utlekkingen (Fig. 3.12, Tabell 3.12 og 3.13). I Renajorda ble det en reduksjon i Sb og Zn-utlekkingen (Fig. 3.13, Tabell 3.12 og 3.13). I Ulvenjorda ble det en reduksjon i Sb-utlekkingen (Fig. 3.14, Tabell 3.12 og 3.13).

Innblanding av kalk så ut til å redusere utlekkingen av løst organisk materiale. Mekanismene for utlekking av løst organisk materiale fra jord er komplisert, blant annet fordi det består av så mange forskjellige komponenter (for eksempel McDonalds m. fl.2004; Klucakova og Kalina 2015). Studier har vist at løseligheten og mobiliteten til humussyrer øker med økende pH, men reduseres med økende ionestyrke og tilstedeværelse av divalent kationer som Ca (Kipton m. fl., 1992; Brigante m. fl., 2007, 2009). Samtidig så øker størrelsen på molekylene, sannsynligvis på grunn av flokkulering eller at man har en selektiv oppløsning av andre større organiske molekyler (Kipton m. fl., 1992; Ekstrøm m. fl., 2011). Større aggregater av organiske molekyler vil kanskje holdes tilbake i en jordsøyle på grunn av filtereffekter. I tillegg så vil det være en interaksjon mellom oppløst organisk materiale og de mineralske komponentene i jorda som sannsynligvis også er svært pH-avhengig (Hizal og Apak 2006). Innblanding av kalk førte til en reduksjon i utlekkingen av DOC, noe som stemmer godt med andre studier. pH-reduksjonen i jorda på grunn av innblanding av CFH førte ikke til økt utlekking av DOC noe som også kan bekrefte tidligere funn om at surt miljø reduserer mobiliteten til organisk materiale, men kanskje øker andelen småmolekylære forbindelser som lettere filtreres gjennom jordsøylen. Ettersom Pb og Cu har høy affinitet til organisk materiale som blant annet humusstoffer kan reduksjonen i Pb og Cu utlekkingen etter tilsetting av kalk delvis tilskrives en reduksjon i utlekkingen av organisk materiale. En størrelses-ladningsfraksjonering av jordvæsken vil kunne avdekke dette. Effekten innblanding av både CFH og kalk hadde på DOC-utlekkingen ble ikke målt, men man kan anta den ble redusert ettersom CFH økte ionestyrken i jordvæsken og Ca i kalken vil redusere DOC-mobiliteten.

Tabell 3.12 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD) av Pb, Cu, Sb og Zn i LS10-fraksjonen etter kolonnetest tilsatt kalk og/eller CFH og hjemmelaget FeOks.

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | N |
|----------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------|---|
| E - ref | 3,6 \pm 0,64 | 13 \pm 4,9 | 11 \pm 2,0 | 6,5 \pm 3,3 | 6,78 | 5 |
| E - 2% CFH | 42 | 11 | 3,1 | 48 | 5,80 | 2 |
| E- 2% Kalk | 2,8 \pm 0,23 | 5,6 \pm 0,37 | 11 \pm 0,38 | 3,7 \pm 0,17 | 7,32 | 4 |
| E - 2% CFH + 2%kalk | 2,6 \pm 1,5 | 0,57 \pm 0,37 | 0,92 \pm 0,15 | 3,7 \pm 2,0 | 7,58 | 4 |
| E- 4% FeOx | 1,7 | 3,5 | 5,1 | 2,1 | 6,58 | 2 |
| R - ref | 1,0 \pm 0,26 | 0,15 \pm 0,08 | 20 \pm 3,1 | 0,03 \pm 0,02 | 7,05 | 4 |
| R - 2% CFH | 17 | 0,4 | 2,6 | 1,5 | 6,83 | 2 |
| R - 2% kalk | 0,57 \pm 0,09 | 0,07 \pm 0,02 | 20 \pm 4,2 | 0,02 \pm 0,003 | 7,55 | 4 |
| R - 2% CFH + 2%kalk | 1,3 \pm 0,30 | 0,06 \pm 0,06 | 3,7 \pm 0,22 | 0,07 \pm 0,01 | 7,58 | 4 |
| R - 4% FeOx | 0,76 | 0,08 | 9,2 | 0,03 | 6,79 | 2 |
| U - Ref | 0,17 \pm 0,16 | 0,06 \pm 0,02 | 6,1 \pm 0,64 | 0,02 \pm 0,007 | 7,46 | 4 |
| U - 2% CFH | 0,03 | 0,01 | 0,55 | 0,02 | 7,66 | 2 |
| U - 2% kalk | 0,19 \pm 0,15 | 0,03 \pm 0,01 | 5,9 \pm 0,19 | 0,02 \pm 0,007 | 7,33 | 4 |
| U - 2% CFH + 2%kalk | 0,22 \pm 0,20 | 0,03 \pm 0,03 | 0,41 \pm 0,05 | 0,03 \pm 0,004 | 7,61 | 4 |
| U - 4% FeOx | 0,12 | 0,03 | 3,4 | 0,04 | 7,16 | 2 |

* < 0,05, ** < 0,01, ^*** < 0,001, Signifikant forskjellig fra referansekolonnen (Student-t forskjellig varians).

Tabell 3.13 Prosent reduksjon (LS10, kumulativ) i utlekking (\pm SD) av Pb, Cu, Sb og Zn i LS10-fraksjonen etter kolonnetest av jord tilsatt forskjellige stabiliseringsmidler

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | N |
|-----------------------------|----------------------|-------------------|----------------------|----------------------|---|
| E - 2% CFH | -1100 | 14 | 71 | -640 | 2 |
| E - 2% kalk | 22 \pm 6,4 (20) | 57 \pm 2,8 (57) | 0 \pm 3,5 (0) | 42 \pm 2,6 (42) | 4 |
| E - 2% CFH + 2% Kalk | 28 \pm 42 (47) | 96 \pm 2,8 (97) | 91 \pm 1,4 (92) | 43 \pm 31 (45) | 4 |
| E- 4% FeOx | 52 | 73 | 53 | 68 | 2 |
| R - 2% CFH | -9900 | - 910 | 97 | -17000 | 2 |
| R - 2% kalk | 47 \pm 8,7 (44) | 54 \pm 11 (58) | -2,9 \pm 21 (-3,2) | 44 \pm 8,9 (41) | 4 |
| R - 2% CFH + 2%kalk | -20 \pm 28 (-8,9) | 62 \pm 42 (80) | 81 \pm 1,1 (81) | -140 \pm 37 (-150) | 4 |
| R - 4% FeOx | 29 | 47 | 54 | 6 | 2 |
| U - 2% CFH | 24 | 65 | 90 | -23 | 2 |
| U - 2% kalk | -88 \pm 143 (-32) | 46 \pm 24 (53) | 3,9 \pm 3,1 (3,7) | -12 \pm 35 (-12) | 4 |
| U - 2% CFH + 2% kalk | -110 \pm 180 (-62) | 44 \pm 45 (62) | 93 \pm 0,90 (93) | -38 \pm 20 (-38) | 4 |
| U - 4% FeOx | -13 | 55 | 45 | -110 | 2 |

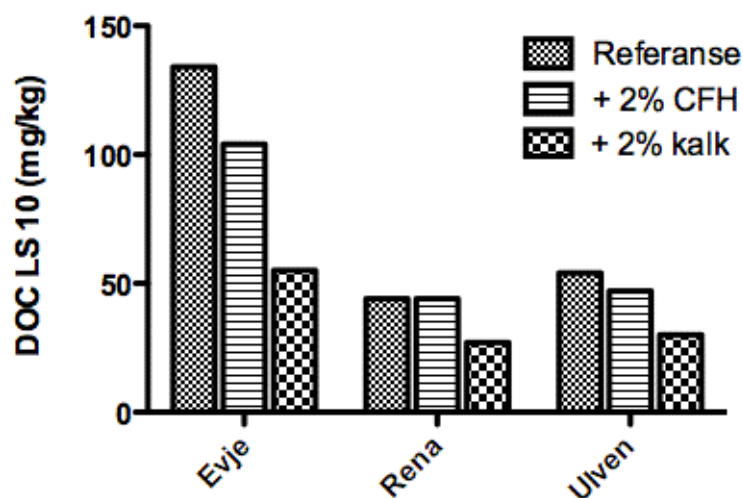


Fig 3.8 Utlekking av organisk materiale fra Evje, Rena og Ulvenjorda. Utlekking er målt fra referansejord og fra jord tilsatt henholdsvis CFH-12 og kalk. Resultatet viser samlet utlekking fra LS10-fraksjonen i samleprøver. Referanseprøvene er samleprøve fra tre forsøk, jord tilsatt CFH er samleprøve fra to forsøk, og jord tilsatt kalk er samleprøve fra fire forsøk.

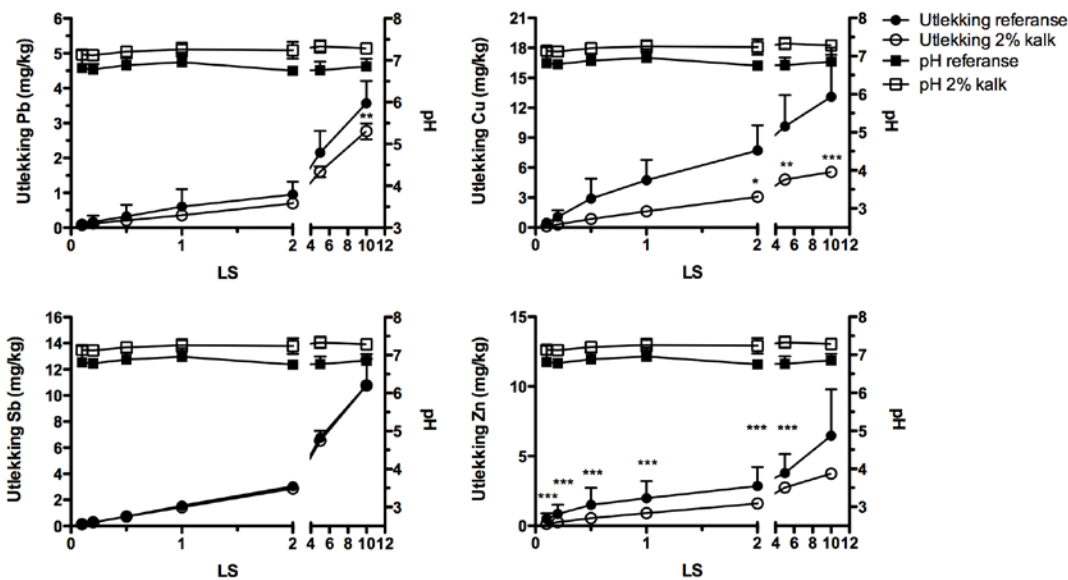
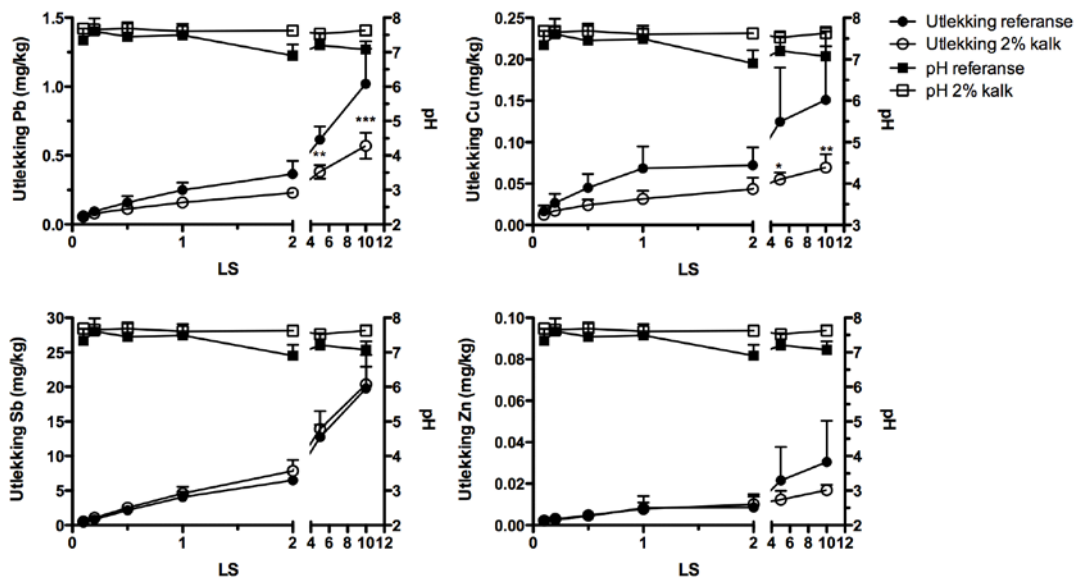
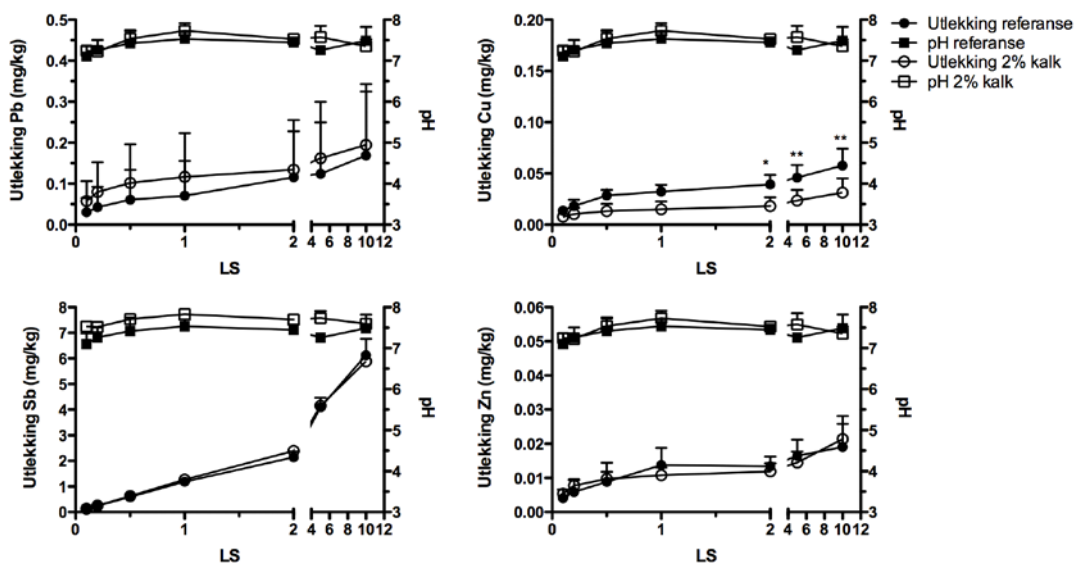


Fig 3.9 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra jord fra Evje med og uten tilsetning av kalk. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 eller 5 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).



Figur 3.10 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra jord fra Rena med og uten tilsetning av kalk. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).



Figur 3.11 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra jord fra Ulven med og uten tilsetning av kalk. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

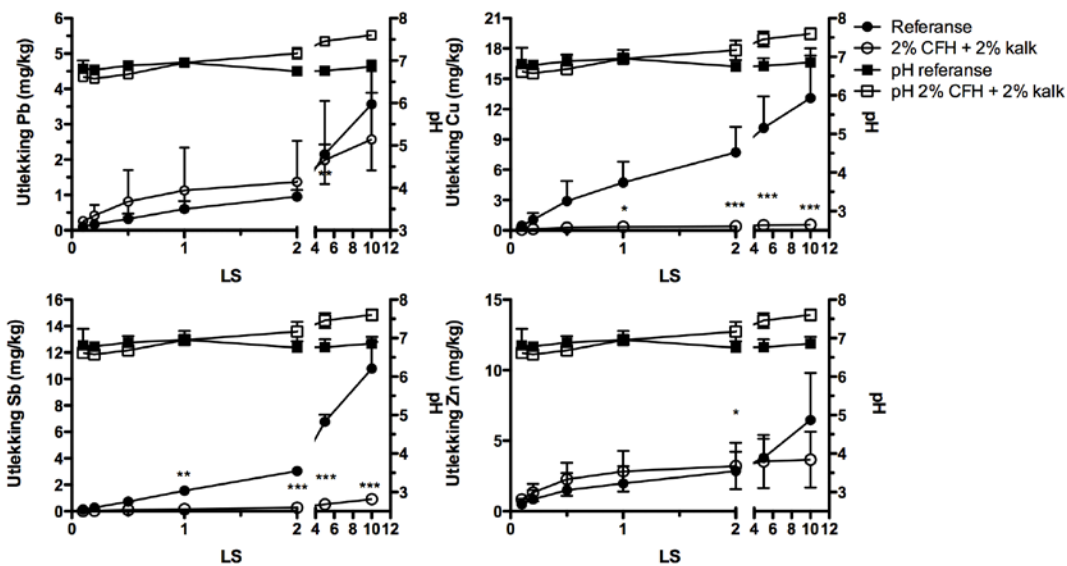


Fig 3.12 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra jord fra Evje med tilsetning av kalk og CFH sammenlignet med referansejord. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 eller 5 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

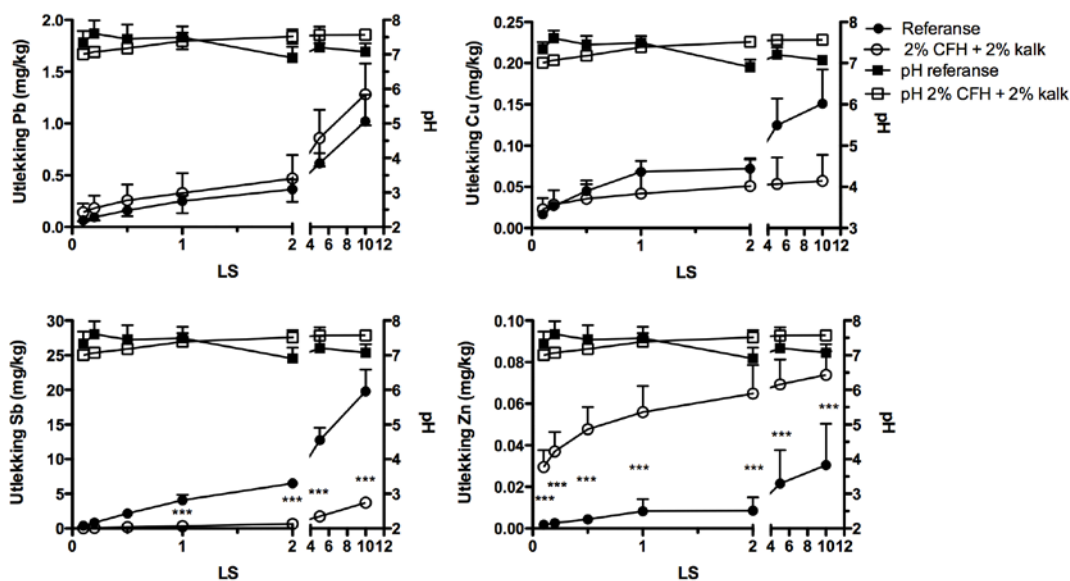


Fig 3.13 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra jord fra Rena med tilsetning av kalk og CFH sammenlignet med referansejord. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

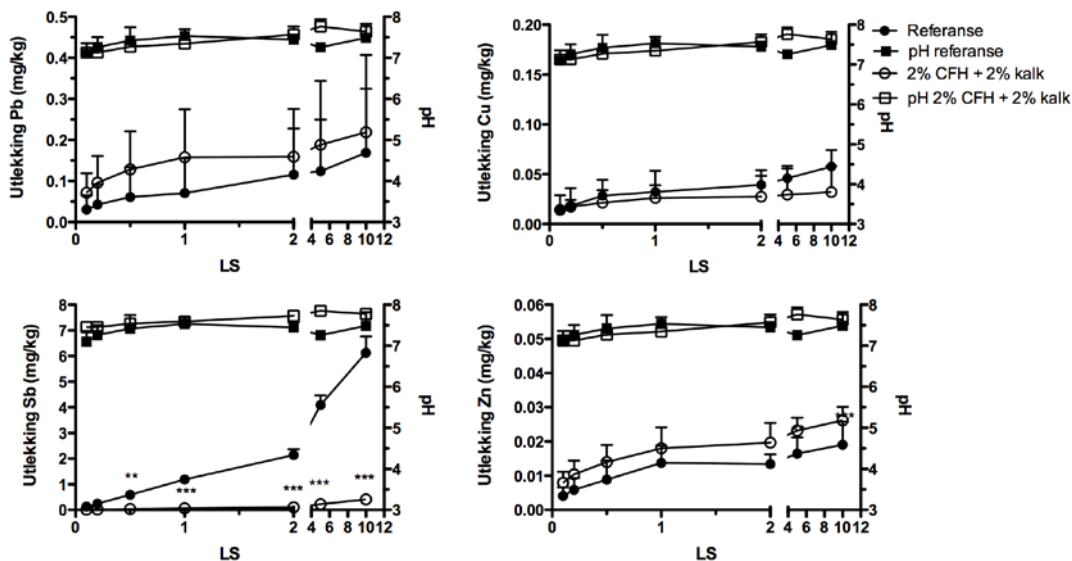


Fig 3.14 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra jord fra Ulven med tilsetning av kalk og CFH sammenlignet med referansejord. Hvert punkt er gjennomsnittlig utlekking fra 4 forsøk. Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

Hjemmelaget jernoksid

Det ble laget et jernoksidpreparat av jernpulver og kvartssand. Jernoksidet ble blandet inn i jorda i en mengde av 4 %. Som i ristetesten så viste kolonnetestene at jernoksidet kunne redusere mobiliteten av tungmetaller med noe varierende grad (Tabell 3.12 og 3.13). Figurene 3.15-17 sammenligner den kumulative utlekkingen fra referansejorda med jord tilsatt 4% jernoksid. I Evjemoenjorda fungerte jernoksidet relativt godt med mellom 50 og 70% reduksjon av Pb, Cu, Sb og Zn (Fig 3.15, Tabell 3.12 og 3.13). I Renajorda fikk man ingen signifikant reduksjon av Pb, Cu og Zn (Fig 3.16, og Tabell 3.12 og 3.13). Cu-utlekkingen var likevel nesten 50% mindre fra Renajorda. Fra Ulvenjorda var det en signifikant reduksjon i utlekkingen av Cu og Sb, men en økning av Zn utlekkingen (Fig 3.17, Tabell 3.12 og 3.13). Pilotforsøket med dette jernoksidet ble bare gjennomført to ganger. Effekten av jernoksider ville sannsynligvis kommet tydeligere fram ved gjentatte forsøk. Metoden for å lage et jernoksid av jern og kvartssand kan sikkert også forbedres ved for eksempel å sørge for at mer luft tilføres jernsandblandingen under oksidasjonsprosessen. Forsøkene med CFH og det egenproduserte jernoksidet viser likevel at et amorf jernoksid vil kunne fungere godt som et stabiliseringsmiddel i de fleste jordtyper for både Pb, Cu, Sb og Zn gitt at produktet ikke i for stor grad forandrer jordas kjemiske egenskaper slikt som pH. Innblandingen av jernoksidet hadde liten effekt på utlekkingen av andre elementer og liten effekt på pH i jordvæsken. Måten jernoksidet lages på er derfor viktig. Tidligere har vi testet jernpulver/jerngranulat som stabiliseringsmiddel med lovende resultat. Her har vi latt jernet gradvis oksidere i jorda

(Mariussen m. fl., 2014). Med denne metoden vil det ta noe tid før jernet oksideres og får de beste adsorptive egenskapene, men man slipper å bruke ressurser på lage jernoksidet på forhånd. En konsekvens av å bruke rent jern er at jernet utvider seg og det dannes en hard, riktignok sprø, skorpe på jordoverflaten. Dette kan være en fordel ved lagring av forurenset jord, for eksempel ved et deponi, fordi det virker stabiliserende for den deponerte massen. Men det er uttrykt bekymring for at en slik skorpedannelse kan bidra til å øke rikosjettfaren hvis det brukes i en skytevoll.

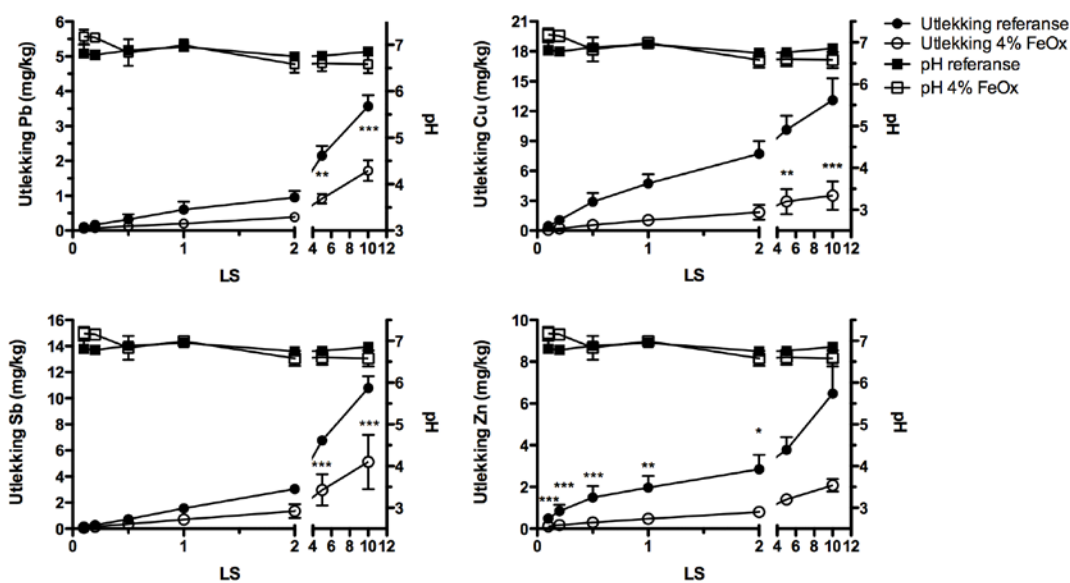


Fig 3.15 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra ubehandlet Evjemoenjord og Evjemoenjord tilsatt 4% hjemmelaget jernoksid (FeOx) i kolonnestudie (N = 2). Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

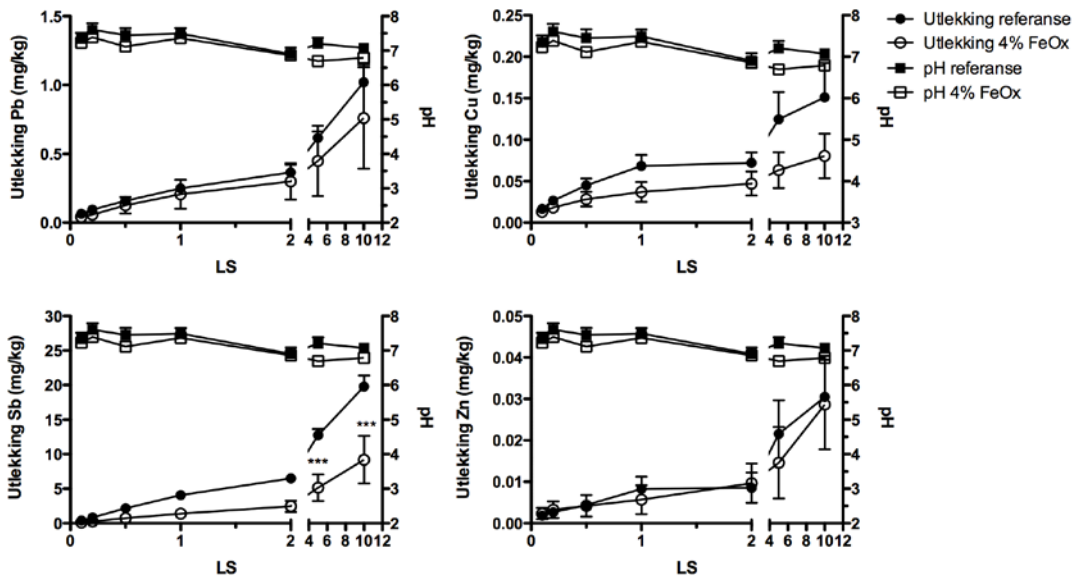


Fig 3.16 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra ubehandlet Renajord og Renajord tilsatt 4% hjemmelaget jernoksid (FeOx) i kolonnestudie (N = 2). Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

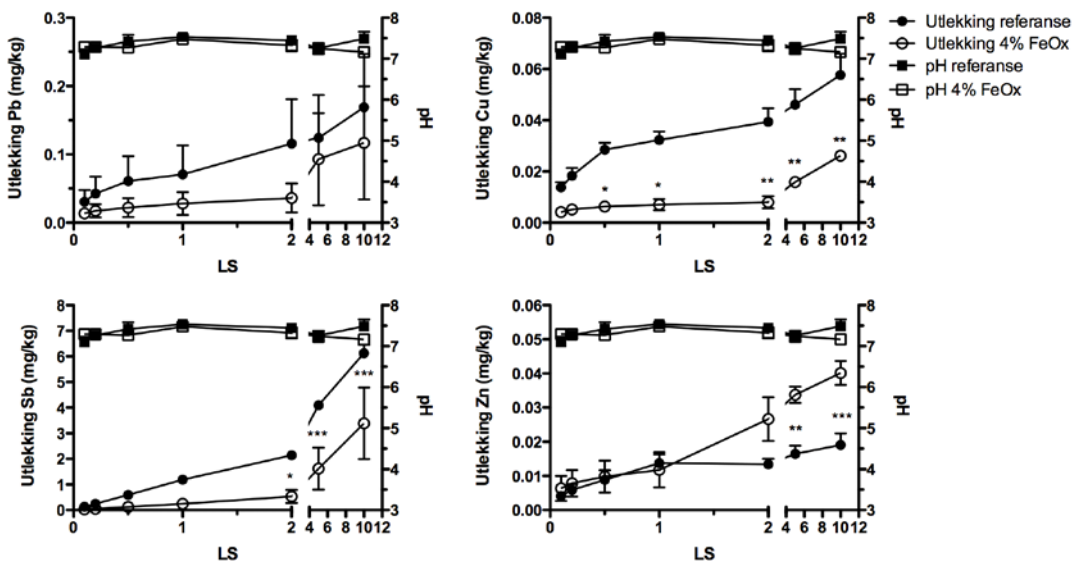


Fig 3.17 Kumulativ utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra ubehandlet Ulvenjord og Ulvenjord tilsatt 4% hjemmelaget jernoksid (FeOx) i kolonnestudie (N = 2). Statistisk signifikante forskjeller er beregnet med tosidig ANOVA med Bonferonnis post-test * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

Innblanding av CFH-12 i jord med forskjellig kornstørrelse

Det ble gjort noen kolonnestudier der CFH og kalk ble blandet sammen i varierende mengder til de forskjellige jordtypene med varierende kornstørrelsesfordeling. Det var store variasjoner i utlekkingsresultatene på grunn av at det ble gjennomført få parallelle eksperimenter. Det var likevel en ganske tydelig trend at det er viktig å balansere mengden CFH mot mengden kalk. Ved tilsetning av 0,5-1% kalk til 4% CFH økte mobiliseringen av Pb (Tabell 3.14). Disse studiene viser derfor at Pb i særdeleshet er følsom for variasjoner i jordkjemien som blant annet redusert pH i jorda.

Tabell 3.14 Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD) av Pb, Cu, Sb og Zn i LS10-fraksjonen etter kolonnetest av jordprøver med forskjellige kornstørrelse tilsatt 0,5-1% kalk og henholdsvis 2% og 4% CFH.

| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | pH | N |
|-------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------|----------|
| E < 2mm referanse | 3,6 \pm 0,64 | 13 \pm 4,9 | 11 \pm 2,0 | 6,5 \pm 3,3 | 6,78 | 5 |
| E < 2mm + 2% CFH | 5,0 | 2,1 | 1,0 | 8,9 | 7,36 | 2 |
| E < 2mm + 4% CFH | 10 | 2,9 | 1,0 | 8,9 | 7,48 | 1 |
| E<0,5 mm referanse | 3,5 | 6,7 | 11 | 3,3 | 7,09 | 4 |
| E <0,5mm+2% CFH | 3,9 | 0,79 | 0,53 | 5,8 | 6,70 | 1 |
| E <0,5mm+4% CFH | 18 | 6,3 | 0,34 | 5,2 | 7,15 | 1 |
| E0,5-2mm referanse | 2,7 | 4,8 | 8,0 | 2,7 | 7,05 | 3 |
| E 0,5-2mm+2% CFH | 2,6 | 0,81 | 0,91 | 3,5 | 7,01 | 1 |
| E 0,5-2mm+4% CFH | 5,4 | 1,6 | 0,70 | 7,9 | 7,43 | 1 |
| R < 2mm referanse | 1,0 \pm 0,26 | 0,15 \pm 0,08 | 20 \pm 3,1 | 0,03 \pm 0,02 | 7,05 | 4 |
| R < 2mm + 2% CFH | 17 | 0,4 | 2,6 | 1,5 | 6,83 | 2 |
| R < 2mm + 4% CFH | 4,8 | 0,59 | 2,4 | 2,0 | 7,25 | 1 |
| R <0,5 mm referanse | 1,5 | 0,23 | 29 | 0,04 | 7,18 | 3 |
| R <0,5mm+2% CFH | 2,7 | 0,11 | 2,2 | 0,13 | 7,01 | 1 |
| R <0,5mm+4% CFH | 7,7 | 0,21 | 1,2 | 0,48 | 6,90 | 1 |
| R 0,5-2mm referanse | 4,1 | 0,16 | 8,5 | 0,07 | 6,86 | 3 |
| R 0,5-2mm+2% CFH | 2,5 | 0,09 | 4,3 | 0,17 | 7,34 | 1 |
| R 0,5-2mm+4% CFH | 3,4 | 0,24 | 0,85 | 0,77 | 7,19 | 1 |
| U < 2mm referanse | 0,17 \pm 0,16 | 0,06 \pm 0,02 | 6,1 \pm 0,64 | 0,02 \pm 0,007 | 7,46 | 4 |
| U < 2mm +2% CFH | 0,03 | 0,01 | 0,55 | 0,02 | 7,66 | 2 |
| U < 2mm +4% CFH | 0,04 | 0,02 | 0,47 | 0,13 | 7,77 | 1 |
| U <0,5 mm referanse | 0,35 | 0,09 | 7,9 | 0,04 | 7,39 | 4 |
| U <0,5mm+2% CFH | 0,33 | 0,14 | 0,7 | 0,03 | 7,84 | 1 |
| U <0,5mm+4% CFH | 0,05 | 0,03 | 0,51 | 0,15 | 7,78 | 1 |
| U 0,5-2mm referanse | 0,17 | 0,03 | 2,2 | 0,02 | 7,35 | 4 |
| U 0,5-2mm+2% CFH | 0,03 | 0,01 | 0,29 | 0,02 | 7,85 | 1 |

3.4 Avfallsklassifisering for deponering

I forskriften om avfallsdeponering kapittel 9 (FOR 2004-06-01-930) er det beskrevet retningslinjer for deponering av forurenset jord. Her deles forurenset jord inn i tre avfallsklasser som er styrende for på hvilket avfallsdeponi jorda kan deponeres (Tabell 3.15). For mange stoffer, som for eksempel metaller og halvmetaller, er det utlekkingspotensialet som er avgjørende for hvilken avfallsklasse jorda plasseres inn under, ikke nødvendigvis hvor høy konsentrasjonen er i jorda. Utlekkingspotensialet av forurensingene beregnes enten ved ristetest eller kolonnetest etter en standard metode. Tabell 3.15 viser grenseverdiene for utlekkingspotensialet til jord i de forskjellige avfallsklassene, beregnet ved hjelp av ristetest eller kolonnetest. Overskrides utlekkingspotensialet for farlig avfall er det strengere regler for deponi og lagring av forurenset jord. Regelverket for dette omhandles i kapittel 11 i avfallsforskriften. Det kan imidlertid gis særskilte unntak hvis utlekkingen overskrider de angitte grenseverdiene i enkeltstående tilfeller og hvis en risikovurdering tilsier at det ikke medfører noen økt risiko for helse og miljø (jmfør vedlegg II, kapittel 9 i avfallsforskriften). Jorda som ble benyttet i dette forsøket var til dels sterkt forurenset av Pb, Cu og Sb. Ved bruk av ristetest som metode overskred Evjemoenjorda grenseverdien for farlig avfall for Sb, ordinært avfall for Pb og inert avfall for Cu. Renajorda overskred grenseverdien for farlig avfall for Sb og ordinært avfall for Pb. Ulvenjorda overskred grenseverdien for ordinært avfall for Sb. Kolonnetesten gav et litt annet resultat i forhold til ristetesten. Med kolonnetesten overskred alle tre jordtypene grenseverdien for farlig avfall for Sb, mens alle jordtypene var innenfor avfallsgrensen for ordinært avfall for de andre elementene. Evjejorda overskred grensa for farlig avfall også for DOC utlekking. Uavhengig av metode var det Sb som ville vært styrende for avfallsklassifiseringen av jorda. Ved å tilsette CFH ble utlekkingen av Sb kraftig redusert slik at utlekkingen fra jorda ble mindre en grenseverdien for farlig avfall. Imidlertid økte utlekkingen av Pb til et nivå over grensen for farlig avfall for Rena- og Evjemoenjorda. Ved å tilsette hjemmelaget jernoksid eller CFH iblandet kalk var det ingen av jordtypene som lenger overskred farlig avfall-grensen, hverken for Pb eller Sb. Det vil derfor kunne være hensiktsmessig å innblande et stabiliseringsmiddel til metallforurenset jord, både i skytevoller og jord som skal deponeres for å redusere forurensingspotensialet i skytefeltet og redusere deponeringskostnadene. Effekten av innblandingen bør imidlertid testes slik at man ikke risikerer økt utlekking og unødvendige følgekostnader.

Tabell 3.15 Grenseverdier for utlekkingspotensial fra jord som skal deponeres ved ristetest og kolonnetest. (Fra avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall: FOR 2004-06-01-930.

| Avfallsklasse | LS 10 ristetest (mg/kg) | | | | | LS 0,1 kolonnetest (mg/L) | | | | |
|---------------|-------------------------|-----|------|----|------|---------------------------|-----|------|-----|-----|
| | Pb | Cu | Sb | Zn | DOC | Pb | Cu | Sb | Zn | DOC |
| Inert | 0,5 | 2 | 0,06 | 4 | 500 | 0,15 | 0,6 | 0,1 | 1,2 | 160 |
| Ordinært | 10 | 50 | 0,7 | 50 | 800 | 3 | 30 | 0,15 | 15 | 250 |
| Farlig | 50 | 100 | 5 | 50 | 1000 | 15 | 60 | 1,0 | 60 | 320 |

Tabell 3.16 Oppsummering av gjennomsnittlig (\pm SD) utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra Evje, Rena og Ulvenjord målt med ristetest og kolonnetest. Resultatene er gitt fargekoder som henviser til grenseverdier for deponering av avfall i Tabell 3.15. Grønt indikerer at utlekking er innenfor grenseverdiene for deponering av inert avfall, gult indikerer at utlekking overskrider grenseverdien for inert avfall (ordinært avfall), og rødt indikerer at utlekking overskrider grenseverdien for ordinært avfall (farlig avfall). Mørkerødt markerer utlekking som overskrider grenseverdien for farlig avfall.

| | Ristettest LS 10 (mg/kg) | | | | Kolonnetest LS 0,1 (mg/L) | | | | |
|-----------------|--------------------------|-------------------|------------------|-------------------|---------------------------|-----------------|-----------------|------------------|------------|
| | Pb (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Sb (mg/kg) | Zn (mg/kg) | Pb (mg/L) | Cu (mg/L) | Sb (mg/L) | Zn (mg/L) | DOC (mg/L) |
| E referanse | 42 \pm 8,6 | 13 \pm 1,3 | 12 \pm 1,1 | 3,9 \pm 0,10 | 1,0 \pm 1,1 | 4,6 \pm 3,0 | 1,3 \pm 0,09 | 4,9 \pm 4,2 | 380 |
| E CFH | 54 \pm 3,3 | 6,5 \pm 0,06 | 0,49 \pm 0,03 | 20 \pm 0,29 | 1,8 | 5,4 | 0,25 | 55 | 250 |
| E + 2% kalk | 54 \pm 6,3 | 9,8 \pm 1,0 | 13 \pm 0,56 | 2,2 \pm 0,21 | 0,80 \pm 0,26 | 1,2 \pm 0,38 | 1,3 \pm 0,06 | 1,3 \pm 0,32 | 110 |
| E CFH + 1% kalk | 6,1 \pm 0,67 | 1,2 \pm 0,14 | 1,2 \pm 0,05 | 0,82 \pm 0,26 | | | | | |
| E CFH + 2% kalk | 3,6 \pm 0,31 | 0,91 \pm 0,10 | 1,2 \pm 0,06 | 0,50 \pm 0,07 | 2,7 \pm 1,4 | 0,76 \pm 0,62 | 0,27 \pm 0,36 | 8,6 \pm 3,6 | |
| E + 4% FeOx | 12 \pm 2,1 | 1,9 \pm 0,12 | 1,5 \pm 0,09 | 1,2 \pm 0,09 | 0,55 | 0,88 | 0,77 | 1,1 | |
| R referanse | 11 \pm 3,8 | 0,63 \pm 0,20 | 15 \pm 1,2 | 0,07 \pm 0,02 | 0,61 \pm 0,31 | 0,16 \pm 0,07 | 3,7 \pm 0,63 | 0,02 \pm 0,009 | 43 |
| R CFH | 89 \pm 5,5 | 1,3 \pm 0,18 | 0,69 \pm 0,05 | 3,2 \pm 0,31 | 0,14 | 0,05 | 0,23 | 0,48 | 41 |
| R + 2% kalk | 14 \pm 0,72 | 0,91 \pm 0,34 | 19 \pm 0,11 | 0,05 \pm 0,001 | 0,53 \pm 0,15 | 0,12 \pm 0,03 | 4,8 \pm 1,0 | 0,02 \pm 0,01 | 38 |
| R CFH + 1% kalk | 2,5 \pm 0,07 | 0,08 \pm 0,002 | 2,2 \pm 0,04 | 0,0 | | | | | |
| R CFH + 2% kalk | 1,9 \pm 0,06 | 0,50 \pm 0,42 | 3,6 \pm 0,13 | 0,03 \pm 0,005 | 1,3 \pm 0,83 | 0,21 \pm 0,25 | 0,41 \pm 0,03 | 0,27 \pm 0,08 | |
| R + 4% FeOx | 2,5 \pm 0,24 | 0,07 \pm 0,004 | 1,3 \pm 0,04 | 0,01 \pm 0,005 | 0,42 | 0,13 | 1,2 | 0,02 | |
| U referanse | 0,35 \pm 0,14 | 0,07 \pm 0,02 | 4,0 \pm 0,23 | 0,002 \pm 0,008 | 0,29 \pm 0,33 | 0,13 \pm 0,04 | 1,2 \pm 0,07 | 0,04 \pm 0,02 | 37 |
| U CFH | 0,05 \pm 0,01 | 0,009 \pm 0,01 | 0,40 \pm 0,01 | 0,01 \pm 0,07 | 0,11 | 0,06 | 0,12 | 0,04 | 62 |
| U + 2% kalk | 0,21 \pm 0,02 | 0,29 \pm 0,24 | 4,3 \pm 0,11 | 0,01 \pm 0,02 | | | | | 42 |
| U CFH + 1% kalk | 0,04 \pm 0,003 | 0,009 \pm 0,002 | 0,40 \pm 0,009 | 0,0 | 0,55 \pm 0,49 | 0,07 \pm 0,04 | 1,2 \pm 0,08 | 0,05 \pm 0,01 | |
| U CFH + 2% kalk | 0,08 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,08 | 0,56 \pm 0,005 | 0,03 \pm 0,04 | 0,68 \pm 0,44 | 0,13 \pm 0,13 | 0,10 \pm 0,08 | 0,08 \pm 0,03 | |
| U + 4% FeOx | 0,03 \pm 0,002 | < LOD | 0,75 \pm 0,008 | < LOD | 0,14 | 0,05 | 0,3 | 0,07 | |

4 Oppsummering og konklusjon

Utlekking av Pb, Cu, Sb og Zn fra tre forskjellige mineraljordtyper ble undersøkt. Utlekking ble målt med standard kolonne- og ristetest for å undersøke hvilken betydning forskjellige fysisk-kjemiske faktorer har for utlekkningen av metallene. Faktorer som ble undersøkt var jordas partikkelstørrelse, pH, jordas kjemiske sammensetning og ledningsevne, samt innhold av organisk materiale. To forskjellige typer stabiliseringsmiddel ble blandet inn i jorda for å se på betydningen av jordtype for stabiliseringen av metallene. En jordtype (Evjejord) hadde et høyere innslag av organisk materiale, høyt innhold av jern og en pH på ca 6,5. En jordtype (Renajord) hadde mye høyere innhold av ammunisjonsrester, men lavere innhold av jern og organisk materiale, og en pH på ca 7,5. En jordtype (Ulven) var kalkrik med mye aluminium og en pH på ca 8,5. Det var ingen direkte sammenheng mellom graden av utlekking og konsentrasjonen av ammunisjonsrester i jorda. Det var en generell trend med en høyere utlekking av metaller fra jord med liten partikkelstørrelse, men det var også en vesentlig utlekking fra jord med en grovere partikkelstørrelse. Det betyr at man kan forvente høy utlekking fra både grov- og finfraksjonen i forurenset jord.

Den viktigste faktoren for utlekking var sannsynligvis pH i jorda. Jorda med lavest pH hadde høyest utlekkningen av Pb, Cu og Zn. Jorda med ved høy pH hadde høyest relativ utlekking av Sb i forhold til Pb og Cu, og totalinnhold av Sb i jorda. Innblanding av et kommersielt tilgjengelig jernhydroksid (CFH-12) som var sur førte til en redusert pH i jordvæsken og en kraftig mobilisering av Pb i Evje- og Renajorda, og en immobilisering av Sb i alle tre jordtyper. Immobiliseringen av Sb skyldes adsorpsjon til jernhydroksidet som har en overveiende positiv nettoladning på overflaten i surt miljø. Tilsetning av kalk alene for å øke pH i jorda hadde i Evje- og Renajorda en liten stabiliserende effekt på Pb- og Cu-utlekkningen, og ingen effekt på Sb-utlekkningen. Tilsetning av henholdsvis sur jernhydroksid og kalk i Ulvenjorda som var alkalisk og kalkrik i utgangspunktet hadde liten effekt på utlekkningen av Pb og Cu. Økning av ledningsevnen i de forskjellige jordtypene gjennom tilsetning av havsalt hadde en liten stabiliserende effekt på Pb-, Cu-, og Sb-utlekkningen.

I forhold til totalinnholdet var det høyest utlekking av Sb i alle tre jordtyper. Jernhydroksid er vist å være et utmerket adsorpsjonsmiddel for Sb, men kan også adsorbere metaller som Pb og Cu gitt at pH i jorda ikke er for lav. Ved å blande det sure jernhydroksidet sammen med kalk inn i jorda for å balansere pH fikk man oppretthold immobiliseringen av Sb uten å mobilisere utlekking av Pb og Cu. Det ble på laben også laget jernhydroksid fra jernpulver og kvartssand. Dette produktet var ikke surt, og hadde tilsvarende effekt som det kommersielt tilgjengelige jernhydroksidpulveret. Det kan være hensiktsmessig å innblande et stabiliseringsmiddel til metallforurenset jord, som for eksempel et jernhydroksidprodukt, både i skytevoller og jord som skal deponeres for å redusere forurensingspotensialet i skytefeltet og redusere deponeringskostnadene. Effekten av innblandingen bør imidlertid testes med riste- eller kolonnetest på laben slik at man ikke risikerer økt utlekking og unødvendige følgekostnader.

5 Referanser

- Brigante M, Zanini G, Avena M (2007). On the dissolution kinetics of humic acid particles - Effects of pH, temperature and Ca²⁺ concentration. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects.* 294, 64-70
- Brigante M, Zanini G, Avena M (2009). Effect of pH, anions and cations on the dissolution kinetics of humic acid particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects.* 347, 180-186
- Cao XD, Ma LQ, Chen M, Hardison DW, Harris WG (2003). Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 32, 526-534
- Cornelis G, Johnson CA, van Gerven T and Vandecasteele C (2008). Leaching mechanisms of oxyanionic metalloid and metal species in alkaline solid wastes: A review. *Appl. Geochem.* 23, 955-976.
- Cundy AB, Hopkinson L, Whitby RL. (2008). Use of iron-based technologies in contaminated land and groundwater remediation: a review. *Sci Total Environ.* 400, 42-51.
- Donner E, Broos K, Heemsbergen D, Warne MS, McLaughlin MJ, Hodson ME, Nortcliff S (2010). Biological and chemical assessments of zinc ageing in field soils. *Environ Pollut.* 158, 339-345.
- Ekstrom SM, Kritzberg ES, Kleja DB, Larsson N, Nilsson PA, Graneli W, Bergkvist B (2011). Effect of Acid Deposition on Quantity and Quality of Dissolved Organic Matter in Soil-Water. *Environ. Sci. Technol.* 45, 4733-4739
- Essington ME (2004). *Soil and water chemistry, an integrative approach.* CRC Press Boca Raton Florida. ISBN 0-8493-1258-2.
- Filella M, Belzile N, and Chen YW, Antimony in the environment: a review focused on natural waters II. Relevant solution chemistry, *Earth-Sci. Rev.*, 2002b, 59, 265-285.
- Forsvarsdepartementet (2002): *Handlingsplan, Forsvarets miljøvernarbeid*, ISBN 82-7924-040-3, 30 s.
- Hizal J, Apak R (2006). Modeling of copper(II) and lead(II) adsorption on kaolinite-based clay minerals individually and in the presence of humic acid. *J. Colloid. Interface. Sci.* 295, 1-13. Epub 2005 Sep 13.
- Hardison DW Jr, Ma LQ, Luongo T, Harris WG. (2004). Lead contamination in shooting range soils from abrasion of lead bullets and subsequent weathering. *Sci Total Environ.* 328, 175-83.
- Hartley W, Edwards R, Lepp NW (2004). Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short- and long-term leaching tests. *Environ Pollut.* 131, 495-504.
- Hettiarachchi GM, Pierzynski GM (2004). Soil lead bioavailability and in situ remediation of lead-contaminated soils: A review. *Environ. Prog.* 23, 78-93

-
- Hockmann K, Tandy S, Lenz M, Reiser R, Conesa HM, Keller M, Studer B, Schulin R. (2015). Antimony retention and release from drained and waterlogged shooting range soil under field conditions. *Chemosphere*. 134, 536-43.
- Johnson CA, Moench H, Wersin P, Kugler P and Wenger C (2005). Solubility of Antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 34, 248-254.
- Kilgour DW, Moseley RB, Barnett MO, Savage KS, Jardine PM (2008). Potential negative consequences of adding phosphorus-based fertilizers to immobilize lead in soil. *J Environ Qual.* 37, 1733-1740.
- Kipton H, Powell J, Town, RM (1992). Solubility and fractionation of humic-acid - effect of pH and ionic medium. *Analyt. Chim. Acta* 267, 47-54.
- Klucakova M, Kalina M (2015). Composition, particle size, charge, and colloidal stability of pH-fractionated humic acids. *J. Soil and Sed.* 15, 1900-1908.
- Tore Krogstad: Metoder for jordanalyser, Rapport nr. 6/92, Institutt for jordfag Ås-NLH, ISSN 0803-1304.
- Kumpiene J, Ore S, Lagerkvist A, Maurice C. (2007). Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environ Pollut.* 145, 365-373.
- Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. (2008). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments-a review. *Waste Manag.* 28, 215-225
- Larson SL, Tardy B, Rainwater K, Tingle JS (2005). Rainfall lysimeter evaluation of leachability and surface transport of heavy metals from six soils with and without phosphate amendment. ERDC TR-03-20. U.S. Army Engineer and Development Center, Vicksburg, MS.
- Lin Z, Comet B, Qvarfort U, Herbert R. (1995). The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ Pollut.* 89, 303-309.
- Lin ZX (1996). Secondary mineral phases of metallic lead in soils of shooting ranges from Orebro county, Sweden. *Environ. Geol.* 27, 370-375.
- Liu R, Zhao D (2007). In situ immobilization of Cu(II) in soils using a new class of iron phosphate nanoparticles. *Chemosphere.* 68, 1867-1876.
- Ma YB, Lombi E, Oliver IW, Nolan AL, McLaughlin MJ (2006). Long-term ageing of copper in soil. *Env. Sci. Technol.* 40, 6310-6317.
- Mant RC, Jones DL, Reynolds B, Ormerod SJ, Pullin AS (2013). A systematic review of the effectiveness of liming to mitigate impacts of river acidification on fish and macro-invertebrates. *Environ Pollut.* 179, 285-293.
- Mariussen E, Ljønes M, Strømseng AE (2012). Use of sorbents for purification of lead, copper and antimony in runoff water from a small arms shooting range. *J. Haz. Mat.* 243, 95-104.
- Mariussen E (2012). Analysis of antimony (Sb) in environmental samples FFI-rapport 2012/00347. ISBN: 978-82-464-2049-3
- Mariussen E, Ljønes M, og Strømseng AE (2014). Testing av sorbenter for stabilisering av jord. [Norwegian] FFI-rapport 2014/00542. ISBN 978-82-464-2378-4

-
-
- Martin WA, Lee LS, Schwab P. (2013). Antimony migration trends from a small arms firing range compared to lead, copper, and zinc. *Sci Total Environ.* 463-464, 222-228.
- Martin WA, Nestler CC, Wynter M, Larson SL (2014). Bullet on bullet fragmentation in soils. *J. Environ. Manag.* 146, 369-372.
- McDonald S, Bishop AG, Prenzler PD, Robards K (2004). Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Analyt. Chim. Act.* 527, 105-124
- McKenzie RM (1980). Adsorption of lead and other heavy-metals on oxides of manganese and iron. *Aust. J. Soil. Res.* 18, 61-73.
- Phillips DH, Watson DB, Roh Y, Gu B (2003). Mineralogical characteristics and transformations during long-term operation of a zerovalent iron reactive barrier. *J. Environ. Qual.* 32, 2033-2045.
- Okkenhaug G, Amstatter K, Bue HL, Cornelissen G, Breedveld GD, Henriksen T, Mulder J (2013). Antimony (Sb) contaminated shooting range soil: Sb mobility and immobilization by soil amendments. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6431-6439.
- Okkenhaug G, Gebhardt KA, Amstatter K, Bue HL, Herzel H, Mariussen E, Almås ÅR, Cornelissen G, Breedveld G, Rasmussen G, Mulder M (2016). Immobilization of antimony (Sb) and lead (Pb) in shooting range soils with iron based sorbents, a field study. *J. Haz. Mat. In press*
- Rosseland, BO; Hindar, A (1988). Liming of lakes, rivers and catchments in Norway. *Wat. air soil poll.* 41, 165-188
- Sanderson P, Naidu R, Bolan N, Bowman M, McLure S (2012). Effect of soil type on distribution and bioaccessibility of metal contaminants in shooting range soils. *Sci Total Environ.* 438, 452-462.
- Spuller C, Weigand H, Marb C. (2007). Trace metal stabilisation in a shooting range soil: mobility and phytotoxicity. *J Hazard Mater.* 141, 378-387.
- Steely S, Amarasiriwardena D, Xing B. (2007). An investigation of inorganic antimony species and antimony associated with soil humic acid molar mass fractions in contaminated soils. *Environ Pollut.* 148, 590-598.
- Stipp SLS, Hansen M, Kristensen R, Hochella MF, Bennedsen L, Dideriksen K, Balic-Zunic T, Leonard D, Mathieu HJ (2002). Behaviour of Fe-oxides relevant to contaminant uptake in the environment. *Chem. Geol.* 190, 321-337.
- Strømseng AE, Ljønes M (2000). Vertikal transport av tungmetaller i sandjord - mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber, antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m utendørs skytebane på Sessvollmoen FFI-rapport 2000/06191, ISBN: 82-464-0480-6
- Strømseng AE, Ljønes M og Mariussen E (2011). Testing av jordforbedringsmidler for stabilisering av tungmetaller i jord. [Norwegian] FFI-rapport 2010/00696, ISBN: 978-82-464-1860-5
- Tardy BA, Bricka M, Larson SL (2003). Chemical stabilization of lead in small arms firing

range soils. ERDC/EL TR-03-20. U.S. Army Engineer and Development Center,
Vicksburg, MS

Wang SL, Mulligan CN (2006). Natural attenuation processes for remediation of arsenic
contaminated soils and groundwater. *J. Haz. Mat.* 138 459-470

Zhou SW, Xu MG, Ma YB, Chen SB, Wei DP (2008). Aging mechanism of copper added to
bentonite. *Geoderma*, 147, 86-92

Vedlegg

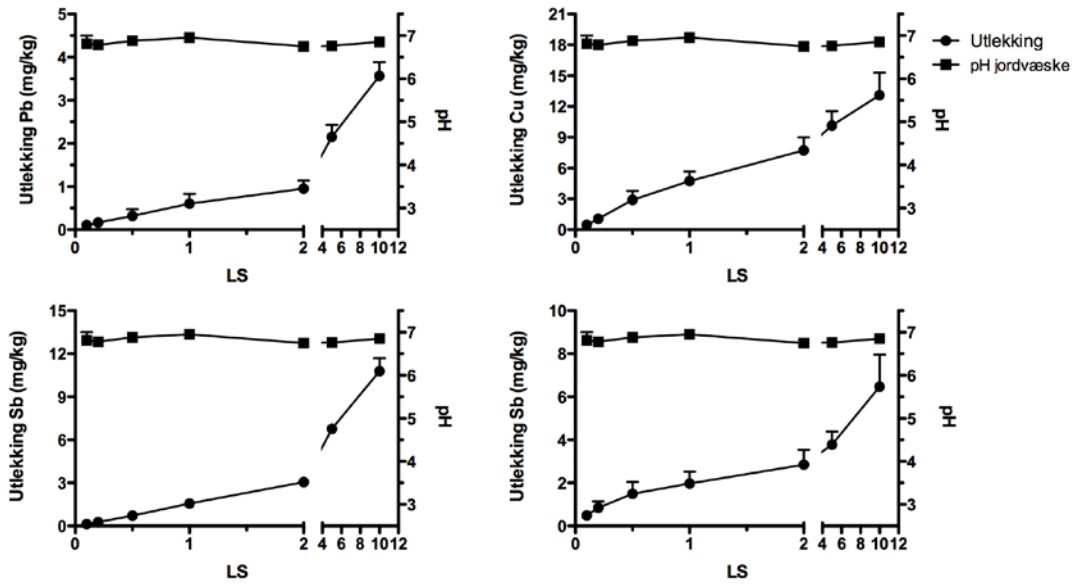


Fig 1V. Kumulativ utlekking (mg/kg) av Pb, Cu, Sb og Zn fra jorda fra Evjemoen samt pH i jordvæsken ved hvert uttak.

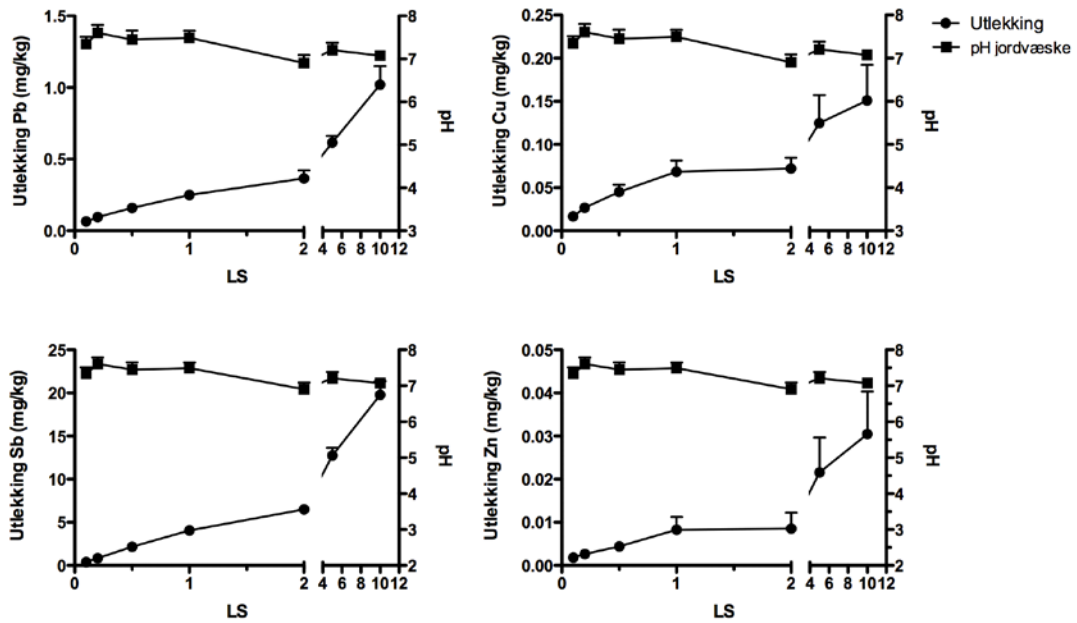


Fig 2V. Kumulativ utlekking (mg/kg) av Pb, Cu, Sb og Zn fra jorda fra Renajord samt pH i jordvæsken ved hvert uttak.

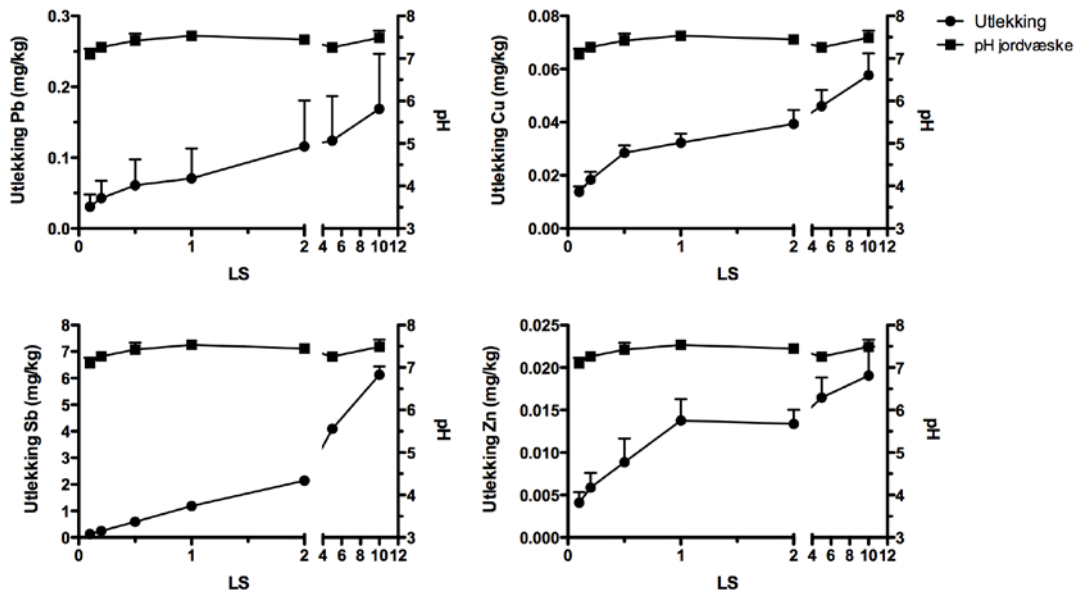


Fig 3V. Kumulativ utlekking (mg/kg) av Pb, Cu, Sb og Zn fra jorda fra Ulvenjord samt pH i jordvæsken ved hvert uttak.

Tabell IV. Gjennomsnittlig konsentrasjon (\pm SD) av forskjellige elementer i forskjellige kornstørrelsesfraksjoner i de testede jordtypene.

| Kornstørrelse | Mg (g/kg) | Al (g/kg) | K (g/kg) | Ca (g/kg) | Mn (mg/kg) | Fe (g/kg) | N |
|------------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------|
| Evje < 2 mm | 4,4 \pm 0,86 | 7,0 \pm 0,91 | 4,5 \pm 0,87 | 5,4 \pm 1,1 | 0,21 \pm 0,03 | 68 \pm 4,8 | 6 |
| Evje < 0,5 mm | 3,3 \pm 0,15 | 6,9 \pm 0,37 | 7,7 \pm 0,17 | 4,4 \pm 0,15 | 0,20 \pm 0,01 | 48 \pm 1,9 | 3 |
| Evje 0,5 - 2 mm | 9,4 \pm 0,78 | 12 \pm 1,2 | 7,2 \pm 2,5 | 7,2 \pm 0,63 | 0,33 \pm 0,03 | 173 \pm 21 | 3 |
| Rena < 2 mm | 2,4 \pm 0,30 | 10 \pm 0,91 | 7,5 \pm 0,83 | 2,1 \pm 0,39 | 0,20 \pm 0,03 | 11 \pm 1,4 | 6 |
| Rena < 0,5 mm | 2,5 \pm 0,02 | 13 \pm 0,10 | 10 \pm 0,71 | 2,3 \pm 0,07 | 0,29 \pm 0,02 | 13 \pm 0,60 | 3 |
| Rena 0,5 – 2 mm | 1,7 \pm 0,10 | 7,4 \pm 1,3 | 8,5 \pm 0,77 | 1,3 \pm 0,15 | 0,12 \pm 0,02 | 7,0 \pm 1,6 | 3 |
| Ulven < 2 mm | 27 \pm 13 | 43 \pm 15 | 4,6 \pm 1,8 | 45 \pm 20 | 0,56 \pm 0,24 | 36 \pm 14 | 7 |
| Ulven < 0,5 mm | 21 \pm 2,2 | 42 \pm 4,0 | 4,8 \pm 0,90 | 34 \pm 2,7 | 0,47 \pm 0,03 | 30 \pm 2,4 | 3 |
| Ulven < 0,5 – 2 mm | 17 \pm 1,9 | 23 \pm 0,39 | 4,7 \pm 0,41 | 24 \pm 3,8 | 0,40 \pm 0,06 | 22 \pm 1,6 | 3 |

Tabell 2V. Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD, med median i parentes) av forskjellige elementer fra jordprøvene etter ristetes. Jorda ble blandet med vann i et LSI0-forhold i 24 timer.

| Jordtype | Mg (g/kg) | Al (g/kg) | K (g/kg) | Ca (g/kg) | Mn (mg/kg) | Fe (g/kg) | N |
|-----------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|--------------------|------------------------|-------------------------|---|
| Evje kontroll | 9,0 \pm 0,95 (8,9) | 7,9 \pm 2,0 (7,2) | 9,5 \pm 2,5 (9,3) | 43 \pm 5,3 (42) | 13 \pm 1,9 (14) | 0,33 \pm 0,03 (0,34) | 6 |
| Evje 50 mg havsalt | 18 \pm 0,40 | 7,6 \pm 0,38 | 15 \pm 0,46 | 57 \pm 3,5 | 0,34 \pm 0,03 | 11 \pm 0,67 | 3 |
| Evje 500 mg havsalt | 180 \pm 3,3 | 4,0 \pm 0,85 | 63 \pm 0,09 | 130 \pm 5,5 | 0,52 \pm 0,09 | 4,9 \pm 1,2 | 3 |
| Rena kontroll | 1,5 \pm 0,28 (1,5) | 1,7 \pm 0,55 (1,6) | 25 \pm 5,9 (24) | 17 \pm 3,5 (17) | 0,65 \pm 0,27 (0,62) | 0,13 \pm 0,03 (0,14) | 6 |
| Rena 50 mg havsalt | 9,1 \pm 0,17 | 1,5 \pm 0,08 | 34 \pm 2,2 | 32 \pm 0,75 | 0,15 \pm 0,02 | 0,35 \pm 0,07 | 3 |
| Rena 500 mg havsalt | 180 \pm 1,2 | 0,73 \pm 0,006 | 82 \pm 1,5 | 90 \pm 1,4 | 0,27 \pm 0,02 | 0,05 \pm 0,02 | 3 |
| Ulven kontroll | 33 \pm 5,1 (32) | 1,1 \pm 0,40 (1,1) | 31 \pm 3,0 (31) | 270 \pm 32 (260) | 0,19 \pm 0,18 (0,19) | 0,02 \pm 0,008 (0,02) | 6 |
| Ulven 50 mg havsalt | 40 \pm 1,6 | 1,5 \pm 0,03 | 35 \pm 1,4 | 280 \pm 5,3 | 0,03 \pm 0,004 | 0,31 \pm 0,02 | 3 |
| Ulven 500 mg havsalt | 180 \pm 5,6 | 0,92 \pm 0,05 | 80 \pm 2,4 | 430 \pm 25 | 0,07 \pm 0,03 | 1,0 \pm 1,5 | 3 |

Tabell 3V. Gjennomsnittlig utlekking av forskjellige elementer etter kolonnetest og ristetest av referansejorda fra Evje, Rena og Ulven. Kolonnetest ble utført på jord med forskjellig kornstørrelse, ristetest ble utført på < 2mm fraksjonen.

| Kornstørrelse | Mg (g/kg) | Al (g/kg) | K (g/kg) | Ca (g/kg) | Mn (mg/kg) | Fe (g/kg) | N |
|--------------------------------|-------------------|--------------------|-----------------|----------------|---------------------|---------------------|---|
| E < 2 mm | 17 ± 4,7 (15) | 0,23 ± 0,17 (0,18) | 15 ± 1,1 (15) | 74 ± 26 (64) | 0,22 ± 0,20 (0,19) | 0,69 ± 0,30 (0,62) | 6 |
| E < 0,5 mm | 14 ± 1,9 (14) | 0,32 ± 0,27 (0,32) | 16 ± 3,4 (16) | 51 ± 15 (47) | 0,45 ± 0,24 (0,40) | 0,58 ± 0,82 (0,20) | 4 |
| E 0,5 - 2 mm | 8,3 ± 1,5 (9,0) | 0,27 ± 0,17 (0,33) | 8,7 ± 1,8 (9,6) | 36 ± 3,2 (37) | 0,29 ± 0,02 (0,30) | 0,38 ± 0,56 (0,10) | 3 |
| E - ristetest < 2 mm | 9,0 ± 0,95 (8,9) | 7,9 ± 2,0 (7,2) | 9,5 ± 2,5 (9,3) | 43 ± 5,3 (42) | 13 ± 1,9 (14) | 0,33 ± 0,03 (0,34) | 6 |
| R < 2 mm | 1,5 ± 0,28 (1,5) | 1,7 ± 0,55 (1,6) | 25 ± 5,9 (24) | 17 ± 3,5 (17) | 0,65 ± 0,27 (0,62) | 0,13 ± 0,03 (0,14) | 6 |
| R < 0,5 mm | 2,5 ± 0,09 (2,5) | 0,73 ± 0,35 (0,69) | 35 ± 4,3 (37) | 33 ± 2,2 (34) | 0,01 ± 0,001 (0,01) | 0,06 ± 0,03 (0,07) | 3 |
| R 0,5 – 2 mm | 1,2 ± 0,76 (0,80) | 0,65 ± 0,17 (0,60) | 17 ± 2,9 (19) | 42 ± 56 (10)* | 0,05 ± 0,07 (0,01) | 0,09 ± 0,07 (0,07) | 3 |
| R - ristetest < 2 mm | 1,5 ± 0,28 (1,5) | 1,7 ± 0,55 (1,6) | 25 ± 5,9 (24) | 17 ± 3,5 (17) | 0,65 ± 0,27 (0,62) | 0,13 ± 0,03 (0,14) | 6 |
| U < 2 mm | 46 ± 12 (47) | 1,6 ± 0,16 (1,6) | 36 ± 5,8 (38) | 270 ± 45 (270) | 0,08 ± 0,08 (0,04) | 0,04 ± 0,02 (0,04) | 7 |
| U < 0,5 mm | 50 ± 5,7 (49) | 1,3 ± 0,28 (1,4) | 45 ± 4,2 (44) | 340 ± 33 (350) | 0,07 ± 0,01 (0,07) | 0,16 ± 0,11 (0,15) | 4 |
| U < 0,5 – 2 mm | 16 ± 2,4 (15) | 2,1 ± 0,37 (2,2) | 18 ± 2,3 (17) | 100 ± 16 (96) | 0,02 ± 0,006 (0,02) | 0,14 ± 0,08 (0,14) | 4 |
| U - ristetest < 2 mm | 33 ± 5,1 (32) | 1,1 ± 0,40 (1,1) | 31 ± 3,0 (31) | 270 ± 32 (260) | 0,19 ± 0,18 (0,19) | 0,02 ± 0,008 (0,02) | 6 |

*En av de tre parallellene hadde svært høy utlekking av Ca.

Tabell 4V. Gjennomsnittlig utlekking av forskjellige elementer etter ristetest av jord innblandet forskjellige stabiliseringsmidler. Ristetestene ble utført på < 2 mm fraksjonen.

| | Mg (mg/kg) | Al (mg/kg) | K (mg/kg) | Ca (mg/kg) | Fe (mg/kg) | Mn (mg/kg) |
|-----------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| E – ref | 9,0 ± 0,95 | 7,9 ± 2,0 | 9,5 ± 2,5 | 43 ± 5,3 | 13 ± 1,9 | 0,33 ± 0,03 |
| E – 2% CFH | 130 ± 2,4 | 0,84 ± 0,11 | 23 ± 0,04 | 180 ± 5,7 | 1,4 ± 0,08 | 2,2 ± 0,02 |
| E – 2% Kalk | 10 ± 0,79 | 7,7 ± 0,78 | 8,1 ± 0,44 | 130 ± 6,0 | 15 ± 1,5 | 0,31 ± 0,02 |
| E – 2% CFH + 2% kalk | 110 ± 2,8 | 0,55 ± 0,03 | 16 ± 0,44 | 630 ± 13 | 1,9 ± 0,14 | 0,21 ± 0,03 |
| E – 2% FeOx | 11 ± 0,07 | 4,4 ± 0,07 | 10 ± 0,04 | 49 ± 0,44 | 15 ± 0,44 | 0,28 ± 0,02 |
| E - 5% FeOx | 13 ± 0,47 | 2,7 ± 0,17 | 12 ± 0,26 | 53 ± 1,2 | 12 ± 1,3 | 0,28 ± 0,01 |
| R – ref | 1,5 ± 0,28 | 1,7 ± 0,55 | 25 ± 5,9 | 17 ± 3,5 | 0,65 ± 0,27 | 0,13 ± 0,03 |
| R - 2% CFH | 120 ± 3,4 | 0,30 ± 0,02 | 51 ± 0,87 | 100 ± 3,5 | 0,05 ± 0,03 | 2,9 ± 0,45 |
| R- 2% kalk | 1,9 ± 0,06 | 5,6 ± 0,09 | 19 ± 0,70 | 66 ± 1,0 | 0,73 ± 0,04 | 0,11 ± 0,008 |
| R-2% CFH + 2%kalk | 98 ± 1,3 | 0,22 ± 0,02 | 37 ± 1,2 | 600 ± 5,1 | 0,02 ± 0,004 | 0,10 ± 0,003 |
| R – 2% FeOx | 3,6 ± 1,2 | 0,28 ± 0,07 | 33 ± 9,9 | 34 ± 11 | 0,03 ± 0,02 | 0,21 ± 0,07 |
| R - 5% FeOx | 5,4 ± 0,11 | 0,11 ± 0,01 | 31 ± 0,48 | 39 ± 3,6 | 0,03 ± 0,01 | 0,19 ± 0,02 |
| U - ref | 33 ± 5,1 | 1,1 ± 0,39 | 31 ± 3,0 | 270 ± 32 | 0,19 ± 0,2 | 0,02 ± 0,008 |
| U – 2% CFH | 150 ± 8,5 | 0,30 ± 0,02 | 39 ± 1,7 | 1000 ± 56 | 0,06 ± 0,02 | 0,23 ± 0,01 |
| U – 2% kalk | 28 ± 2,3 | 0,83 ± 0,07 | 28 ± 1,2 | 240 ± 16 | 0,05 ± 0,04 | 0,01 ± 0,001 |
| U - 2% CFH + 2%kalk | 130 ± 4,0 | 0,08 ± 0,005 | 32 ± 1,3 | 810 ± 23 | 0,02 ± 0,006 | 0,13 ± 0,01 |
| U – 2% FeOx | 33 ± 2,0 | 0,36 ± 0,02 | 30 ± 0,54 | 310 ± 17 | 0,11 ± 0,02 | 0,009 ± 0,001 |
| U - 5% FeOx | 33 ± 2,1 | 0,14 ± 0,01 | 33 ± 1,1 | 350 ± 17 | 0,14 ± 0,03 | 0,01 ± 0,0006 |

Tabell 5V. Gjennomsnittlig utlekking (\pm SD) av forskjellige elementer i LS10-fraksjonen etter kolonnetest tilsatt kalk og/eller CFH og hjemmelaget FeOx.

| | Mg (mg/kg) | Al (mg/kg) | K (mg/kg) | Ca (mg/kg) | Fe (mg/kg) | Mn (mg/kg) |
|-----------------------------|----------------------|------------------------|---------------------|-----------------------|------------------------|-------------------------|
| E – ref | 17 \pm 4,7 (15) | 0,23 \pm 0,17 (0,18) | 15 \pm 1,1 (15) | 74 \pm 26 (64) | 0,22 \pm 0,20 (0,19) | 0,69 \pm 0,30 (0,62) |
| E – 2% CFH | 94 | 0,10 | 50 | 310 | 0,05 | 0,02 |
| E – 2% Kalk | 19 \pm 1,3 (19) | 0,17 \pm 0,02 (0,16) | 17 \pm 2,5 (17) | 120 \pm 4,5 (120) | 0,11 \pm 0,02 (0,12) | 0,48 \pm 0,06 (0,49) |
| E – 2% CFH + 2% kalk | 140 \pm 7,5 (140) | 0,08 \pm 0,02 (0,08) | 43 \pm 8,1 (45) | 820 \pm 76 (830) | 0,06 \pm 0,01 (0,06) | 1,5 \pm 0,35 (1,4) |
| E - 4% FeOx | 19 | 0,19 | 17 | 70 | 0,17 | 1,7 |
| R - ref | 2,1 \pm 0,29 (2,2) | 0,93 \pm 0,23 (0,87) | 29 \pm 1,4 (29) | 23 \pm 1,9 (23) | 0,10 \pm 0,08 (0,08) | 0,02 \pm 0,01 (0,02) |
| R - 2% CFH | 31 | 0,09 | 50 | 84 | 0,02 | 8,4 |
| R- 2% kalk | 3,2 \pm 0,75 (3,2) | 3,1 \pm 0,29 (3,1) | 27 \pm 7,1 (27) | 74 \pm 9,3 (74) | 0,06 \pm 0,05 (0,04) | 0,01 \pm 0,002 (0,01) |
| R-2% CFH + 2%kalk | 78 \pm | 0,15 \pm 0,02 (0,15) | 51 \pm 17 (48) | 712 \pm 91 (701) | 0,03 \pm 0,02 (0,03) | 0,35 \pm 0,07 (0,33) |
| R + 4% FeOx | 5,3 | 0,56 | 34 | 48 | 0,05 | 0,16 |
| U - ref | 46 \pm 12 (47) | 1,6 \pm 0,16 (1,6) | 36 \pm 5,8 (38) | 270 \pm 45 (270) | 0,08 \pm 0,08 (0,04) | 0,04 \pm 0,02 (0,04) |
| U – 2% CFH | 160 | 0,15 | 76 | 1100 | 0,020 | 0,67 |
| U – 2% kalk | 43 \pm 4,6 (44) | 1,5 \pm 0,10 (1,5) | 48 \pm 12 (52) | 290 \pm 36 (300) | 0,04 \pm 0,03 (0,04) | 0,04 \pm 0,002 (0,04) |
| U - 2% CFH + 2%kalk | 170 \pm 19 (170) | 0,05 \pm 0,02 (0,05) | 100 \pm 31 (110) | 1100 \pm 230 (1200) | 0,02 \pm 0,01 (0,02) | 0,28 \pm 0,02 (0,28) |
| U - 4% FeOx | 49 | 0,64 | 42 | 340 | 0,08 | 0,58 |

About FFI

The Norwegian Defence Research Establishment (FFI) was founded 11th of April 1946. It is organised as an administrative agency subordinate to the Ministry of Defence.

FFI's MISSION

FFI is the prime institution responsible for defence related research in Norway. Its principal mission is to carry out research and development to meet the requirements of the Armed Forces. FFI has the role of chief adviser to the political and military leadership. In particular, the institute shall focus on aspects of the development in science and technology that can influence our security policy or defence planning.

FFI's VISION

FFI turns knowledge and ideas into an efficient defence.

FFI's CHARACTERISTICS

Creative, daring, broad-minded and responsible.

Om FFI

Forsvarets forskningsinstitutt ble etablert 11. april 1946. Instituttet er organisert som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter underlagt Forsvarsdepartementet.

FFIs FORMÅL

Forsvarets forskningsinstitutt er Forsvarets sentrale forskningsinstitusjon og har som formål å drive forskning og utvikling for Forsvarets behov. Videre er FFI rådgiver overfor Forsvarets strategiske ledelse. Spesielt skal instituttet følge opp trekk ved vitenskapelig og militærteknisk utvikling som kan påvirke forutsetningene for sikkerhetspolitikken eller forsvarsplanleggingen.

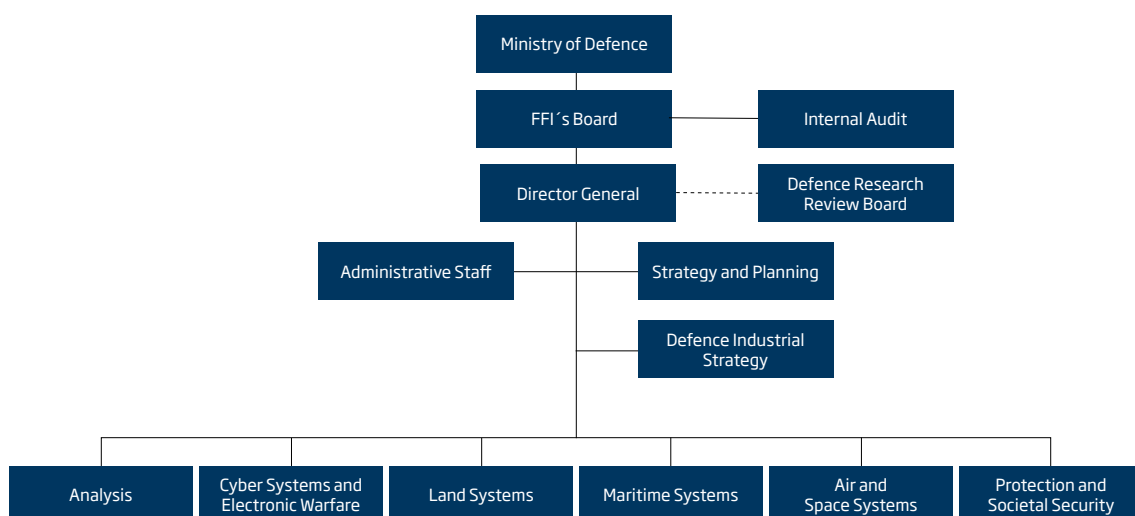
FFIs VISJON

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

FFIs VERDIER

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.

FFI's organisation



Forsvarets forskningsinstitutt
Postboks 25
2027 Kjeller

Besøksadresse:
Instituttveien 20
2007 Kjeller

Telefon: 63 80 70 00
Telefaks: 63 80 71 15
Epost: ffi@ffi.no

Norwegian Defence Research Establishment (FFI)
P.O. Box 25
NO-2027 Kjeller

Office address:
Instituttveien 20
N-2007 Kjeller

Telephone: +47 63 80 70 00
Telefax: +47 63 80 71 15
Email: ffi@ffi.no