

# Slutrapport

Energimyndighetens titel på projektet – svenska

## Nya energi- och resurseffektiva värdekedjor genom samförbränning av stråbränslen och slam

Energimyndighetens titel på projektet – engelska

Novel energy and resource-efficient value chains through co-combustion of straw fuels and sludge

Organisation

Luleå tekniska universitet: Energiteknik (LTU-EnE), Avfallsteknik (LTU-AT), Rättsvetenskap (LTU-Rv)

Umeå universitet (UmU-TEC lab)

Research Institute of Sweden (RISE)

Glommers Miljöenergi AB (GMEAB)

Skellefteå Kraft AB (Skekraft)

NG Nordic AB (NG Nordic)

VAKIN AB (VAKIN)

Namn på projektledare

Nils Skoglund (UmU-TEC lab), Marcus Öhman (LTU-EnE)

Namn på eventuella övriga projektdeltagare

Marzieh Bagheri (LTU-EnE), Sara Boström (VAKIN), Kent Davidsson (RISE), Marjan Bozaghian Bäckman (UmU-TEC lab), Emil Holmfridsson (Skekraft), Felix Johansson Carne (UmU-TEC lab), Oskar Johansson (LTU-Rv), Jeenu Jegy (UmU-TEC lab), Jurate Kumpiene (LTU-AT), Bo Lundmark (GME), Sarah Akindolie Modupe (LTU-AT), Charlotte Nilsson (NG Nordic), Susanne Paulrud (RISE), Esbjörn Pettersson (RISE), Maria Pettersson (LTU-Rv), Anna Strandberg (UmU-TEC lab), Ali Valizadeh (LTU-EnE), Cecilia Wahlberg (CEWARO), Elisabeth Wetterlund (LTU-EnE)

Nyckelord

Värdekedja, samförbränning, strå, avloppsreningsslam, fosforåtervinning, kaliumåtervinning, teknoekonomi, växthusgasprestanda, miljörätt

## Förord

Detta projekt har finansierats av Energimyndigheten genom programmet Bioplus samt deltagande partners från Skellefteå Kraft AB, NG Nordic AB och VAKIN AB. Projektet har pågått mellan 2022-01-01 och 2025-12-31. Projektet har koordinerats av Energiteknik vid Luleå tekniska universitet och arbetet har genomförts i samarbete mellan Luleå tekniska universitet, Umeå universitet, RISE, Glommers Miljöenergi AB, Skellefteå Kraft AB, NG Nordic AB och VAKIN AB. Ett stort tack riktar utförarna och författarna till denna rapport särskilt till driftpersonal vid Skellefteå Kraft i Lycksele, Glommers Miljöenergi AB, NG Nordic AB och VAKIN AB.

## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	4
Summary .....	5
1. Inledning .....	6
1.1 Bakgrund .....	6
1.2 Syfte och mål .....	8
2. Genomförande .....	9
2.1 AP 1 Förbehandling och sambrikettering av stråbränslen och avloppsreningsslam .....	10
2.2 AP 2 Förbränningsförsök i rosteranläggning (10 MW) .....	11
2.3 AP 3 Utvärdering av produktkvalitet hos bildad bottenaska .....	13
2.4 AP 4 Utvärdering av bränslevärdekedjan - miljörättsligt, växthusgasprestanda, teknoekonomi .....	16
2.5 AP 5 Kommunikation (intern/extern) & diskussion om möjliga samverkans-/affärsmodeller .....	19
3. Resultat & Diskussion .....	21
3.1 AP 1 Förbehandling och sambrikettering av stråbränslen och avloppsreningsslam .....	21
3.2 AP 2 Förbränningsförsök i rosteranläggning (10 MW) .....	26
3.3 Utvärdering av produktkvalitet hos bildad bottenaska .....	38
3.4 AP 4 Utvärdering av bränslevärdekedjan - miljörättsligt, växthusgasprestanda, teknoekonomi .....	53
3.5 AP 5 Kommunikation (intern/extern) & diskussion om möjliga samverkans-/affärsmodeller .....	64
4. Slutsats .....	68
5. Publikationslista .....	72
6. Referenser, källor .....	74

## Sammanfattning

Projektet syftade till att utveckla attraktiva, energi- och resurseffektiva värdekedjor som bygger på sambrikettering och sameldning av stråbränslen och avloppsrenings slam i befintlig anläggningsstruktur, med potential för både nationell och global tillämpning. Kedjan som studerades omfattade hantering och förbehandling av slam och strå, inklusive brikettering, samförbränning, askhantering samt karaktärisering och användning av bottenaska för produktion av snabbväxande biomassa. Projektet tog fram lösningar för vidareutveckling av slamhygienisering/hantering, sambrikettering och sameldning samt optimering av askans näringsinnehåll. Hinder och möjligheter för sameldning av stråbränslen och slam och efterföljande spridning av den återvunna bottenaskan på åker/torvtäcker identifierades ur ett miljörettligt, teknoekonomiskt, och växthusgasutsläppsperspektiv. Även möjliga samverkansmodeller identifierades tillsammans med aktörer längs hela värdekedjan.

Resultaten visar att samförbränning av strå och avloppsslam vid kampanjvis förbränning i befintliga rosteranläggningar kan vara en resurseffektiv och konkurrenskraftig värdekedja för lokal och regional behandling av slam och användning av stråbränslen för energiändamål. Samförbränning kan vara konkurrenskraftig eller billigare än andra behandlingsformer för avloppsslam med fosforåtervinning, men tillgången till kostnadseffektiva stråbränslen kan vara avgörande. Ett större demonstrationsprojekt där samtliga delar av kedjan kan utvärderas lokalt/regionalt i större skala krävs för faktiskt storskalig implementering. Först när det finns material på plats går det att utreda hur materialen passar in i klassificeringen för material och nyttjande samt vilka tillstånd som krävs för att möjliggöra samförbränning i alla typer av befintliga förbränningsanläggningar.

## Summary

The project aimed to develop attractive, energy- and resource-efficient value chains based on co-briquetting and co-combustion of straw fuels and sewage sludge within existing plant infrastructure, with potential for both national and global applications. The value chain studied included handling and pretreatment of sludge and straw, such as briquetting, co-combustion, ash management, and the characterization and use of bottom ash for producing fast-growing biomass.

The project developed solutions to further advance sludge hygienization/handling, co-briquetting and co-combustion, and the optimization of ash nutrient content. Barriers and opportunities for co-combustion of straw fuels and sewage sludge, and the subsequent application of recycled bottom ash on agricultural land/peat extraction sites, were identified from environmental, legal, techno-economic, and greenhouse gas emission perspectives. Possible collaboration models were also identified, in collaboration with stakeholders, across the entire value chain.

The results show that co-combustion of straw and sewage sludge through campaign-based combustion in existing grate firing facilities can constitute a resource-efficient and competitive value chain for local and regional sewage sludge treatment and the use of straw fuels for energy purposes. Co-combustion may be competitive with or cheaper than other sewage sludge treatment methods with phosphorus recovery, but access to cost-effective straw fuels may be decisive. A larger demonstration project, in which all parts of the value chain can be evaluated locally/regionally at larger scale, is required for full-scale implementation. Once the actual materials are available on site, it will be possible to determine how they fit within material classification and utilization frameworks, as well as which permits are required to enable co-combustion across all types of existing combustion facilities.

## 1. Inledning

### 1.1 Bakgrund

Sverige har idag en outnyttjad stråbränslepotential om 20 TWh på areella överskottsytor om ca 700 000 ha [1]. Därtill återfinns en miljon ton outnyttjad halm, eller 4 TWh [2], om den används för bioenergi. I Sverige finns därmed potential att kraftigt och på relativt kort tid utöka produktionen av stråbränslen, men utmaningen är konkurrens från andra bränslen samt att finna användare i närområdet. Stråbränslets låga relevans för kraft- och värmeproduktion grundas delvis på hanterings- och bränsleinmatningsproblem, vilket tidigare studier har visat kan lösas genom brikettering [3]. Vidare kan förbränning av stråbränslen ge upphov till askrelaterade problem vid förbränning som beläggningar och korrosion i eldstad och konvektionsdelar [4, 5, 6]. Tidigare forskning har dock visat att sameldning med avloppsslam i relativt låga inblandningar kan minska dessa problem väsentligt [4, 7, 8]. En sameldning av stråbränslen med 10 % inblandning på torr basis av avloppsslam skulle kunna ge upp till 9 TWh i bioenergi genom kraft- och värmeproduktion. Beräkningen baseras på att det årligen i Sverige produceras drygt 200 000 ton slam på torrsubstansbasis (TS), vilket skulle sameldas med 2 miljoner ton TS-stråbränslen med en inblandningsgrad om 10 % på TS-basis.

Avloppsslam utgör idag en utmaning på nationell och internationell nivå. Det är en restström som genereras kontinuerligt och som har ett energiinnehåll på 10–13 MJ/kg TS. Förutom energiinnehållet har slam också identifierats som en viktig resurs för återvinning av fosfor (P). Det senare har den senaste slamutredningen tagit fasta på och föreslår därför att 60% av P i slammet återvinns [9]. Sameldning av stråbränsle och slam i rosteranläggningar är en strategi som kan bidra till denna återvinning på nationell nivå. Återvinning av näringsämnen är en central del av en cirkulär ekonomi och avgörande för att öka resiliensen (motståndskraften) i biomassaproduktionssystemet och samhället i stort. Genom att återföra näringsämnen som P och kalium (K) från restströmmar, exempelvis avloppsslam och åkerrester, till åker- och skogsmark minskar beroendet av importerade, ändliga råvaror och fossila gödselmedel.

Ett antal processer som återvinner P genom olika behandlingssteg antingen direkt ur avloppsslammet [10] eller ur den aska [11] som bildas vid förbränning av avloppsslam har föreslagits. Det kvarstår dock mycket arbete i själva förbränningsprocessen för att förbättra och integrera P-återvinning med termisk omvandling av slam. Det är känt att förbränning medför positiva effekter som energiåtervinning och termisk destruktion av läkemedelsrester och smittoämnen i den aska som bildas. Tidigare studier med samförbränning av biomassa och avloppsrenings slam i industriell skala har utnyttjat trädbränslen [12, 13, 14, 15]. Dessa visar att blandningar av biomassa och slam kan sameldas i praktiken, men att utnyttja trädbränslen leder till vissa utmaningar för P-återvinningen. Dessa studier har indikerat att samförbränning av biomassa och slam på ett roster eller i

en bubblande fluidbädd utnyttjar förbränningsprocessens möjlighet att fraktionera askbildande grundämnen och därmed avskilja giftiga spårelement från fosfater. På grund av det höga kalciuminnehållet i trädbränslen binds dock P ofta i föreningen apatit som har en låg växttillgänglighet. Sådana askor kan eventuellt vara lämpliga för spridning på skogsmark där lakningen kan ske över längre tid, men det P som kommer via slammet återvinns därmed inte resurseffektivt för snabbväxande och näringsintensiva växter. Sameldning med trädbränslen ger därför begränsade möjligheter att direkt i förbränningen bilda mer växttillgängliga fosfater. Vidare lämpar sig exempelvis sameldning med returträ inte särskilt väl för att nyttiggöra aska på grund av höga halter av t.ex. zink (Zn), bly (Pb) och koppar (Cu). Flera grundämnen som regleras för direkt askåterföring är också en utmaning när flygaska från cirkulerade fluidbäddar används för direkt återvinning av P, eftersom flera giftiga spårelement relativt lätt förflyktigas vid förbränning [16] och hittas därför tillsammans med P i sådan flygaska [17].

Forskning utförd av LTU och UmU inom tidigare utförda projekt finansierade av VR, Formas och Svenskt Vatten visar att inblandningsgrader om 10 % slam (på TS-basis) i stråbränslen ger goda förutsättningar för både reduktion av askproblem, hög återvinningsgrad av P (> 90 %) och produktion av växttillgängliga K-rika fosfater [18]. Det krävs att askbildande grundämnen från stråbränslen och slam har en nära kontakt, både för att reducera askrelaterade problem och för att bilda fosfater med lämplig sammansättning. Sambrikettering är därmed en potentiell teknisk lösning som ger goda möjligheter till sådana interaktioner.

Här finns därför en nydanande potentiell värdekedja som integrerar hantering av samhällets restprodukter med kraft- och värmeproduktion i rosteranläggningar samt P-återvinning genom att sambrikettera stråbränslen med inblandningsgrad av 5–20 % slam på TS-basis. Dessa låga inblandningsgrader av slam ger goda möjligheter till att direkt kunna sambrikettera rörflen och halm med hygieniserat slam (lagrat och självtorkat på deponi). Rosterförbränning av K-rika stråbränslen med avloppsslam i briketter kan därför potentiellt direkt producera en askbrikett/bottenaska rik på näringsämnen och samtidigt driva av signifikanta andelar tungmetaller [19, 20, 21, 22]. Denna askbrikett kan exempelvis användas som näringstillförsel till rörflensodling på de stora arealerna av nu nedlagda torvtäcker eller till snabbväxande lövträdsodlingar. Här finns därför en möjlighet att kombinera lantbruksbaserade produkter med en utökad, mer intensiv produktion och tillförsel av bioenergi. Om denna outnyttjade potential ska realiseras krävs det att värdekedjor baserade på stråbränslen blir mer attraktiva och förutsägbara. En resurs- och kostnadseffektiv värdekedja baserad på ovanstående kräver inte bara att både samförbränningen och askspridningen är tekniskt möjliga. Förutsättningarna måste även utredas utifrån ett rättsligt perspektiv samt ur de teknoekonomiska och miljömässiga perspektiven, vilket inte tidigare gjorts vad gäller en värdekedja baserad på stråbränslen och slam.

## 1.2 Syfte och mål

Projektet syftade till att möjliggöra värdekedjor för sameldning samt brikettering av stråbränslen och avloppsreningsslam, som är samtidigt attraktiva för aktörer och energi- och resurseffektiva, samt som kan nyttjas både nationellt och globalt. De värdekedjor som studeras berör; odling/skörd av stråbränslen, slam-/stråhantering och förbehandling inklusive brikettering, samförbränning, askproduktshantering och processering, samt nyttjande av aska för produktion av snabbväxande biomassa.

I projektet utvecklades tekniska processlösningar för delar av värdekedjan som behövde ytterligare utvecklingssteg, d.v.s.: i) utveckling rörande slamhygieniserings-, sambriketterings- och sameldningsaspekter, och ii) optimering av kvaliteten på näringsämnen i askan. Vidare utvärderades rättsliga hinder och möjligheter, samt teknoekonomiska och miljömässiga aspekter i den tilltänkta värdekedjan. Det kan dels innebära implementering av tekniska lösningar, dels att identifiera målkonflikter inom lagstiftning och därmed behov av förändringar av policy och styrmedel. I projektet identifierades också möjliga samverkans-/affärsmodeller tillsammans med behovsägare, aktörer och intressenter inom hela den studerade värdekedjan.

De specifika projektmålen var att:

- 1) Bestämma generellt applicerbara och praktiska inblandningsgrader/-spann av typiskt svenskt avloppsreningsslam i stråbränslen (rörflen och halm) i briketter i syfte att direkt in situ i förbränningsprocessen bilda växttillgänglig fosfor och kalium.
- 2) Genom förbränningsförsök av dessa strå-slabriketter i rosteranläggning i fullskala i) demonstrera möjligheterna att kunna nyttja befintlig anläggningsinfrastruktur till att in-situ bilda växttillgängliga fosfater i den bildade bottenaskan där över 85% av ingående K och P i bränslet återfinns och där halten av flertalet tungmetaller såväl som PFAS ligger under lagställda krav för återföring av aska, och ii) bestämma förbränningsegenskaperna med särskilt fokus på möjligheterna att reducera slagnings- och beläggingsbildningen vid inblandning av slam till stråbränslen.
- 3) Utvärdera möjligheten att med så kallad Multi-purpose On-site Phase Separator (MOPS) ytterligare öka bottenaskans produktkvalitet.
- 4) Identifiera hinder och möjligheter för sameldning av stråbränslen och avloppsreningsslam och efterföljande spridning av den återvunna bottenaskan på åker/torvtäcker, ur ett (1) miljörättsligt, (2) teknoekonomiskt, (3) miljökemiskt och (4) växthusgasutsläppsperspektiv.
- 5) Identifiera möjliga samverkans-/affärsmodeller tillsammans med behovsägare, aktörer och intressenter inom hela den studerade värdekedjan.

## 2. Genomförande

Projektet omfattade fem olika arbetspaket (AP) som strukturerades i tre olika teman enligt nedan:

- 1) Utveckling och verifiering av ny teknik, processlösningar och produktkvaliteter i delar av värdekedjan (AP 1–3).
- 2) Identifiera hinder och möjligheter för sameldning av åkerbränslen och avloppsreningsslam och efterföljande spridning av den återvunna bottenaskan på åker/torvtäcker, ur miljörettsligt (AP 4), teknoekonomiskt (AP 4), växthusgasutsläpps- (AP 4) och miljökemiskt perspektiv (AP 3).
- 3) Framtagande av underlag för intern och extern kommunikation med förslag till intressanta samverkans-/affärsmodeller baserat på resultat framtagna inom AP 1–4 (AP 5).

Deltagande projektpartners var: Umeå Universitet-TEC lab (Nils Skoglund, Felix Johansson Carne, Jeenu Jegy Anna Strandberg), Luleå tekniska universitet - Energiteknik (Marcus Öhman, Elisabeth Wetterlund, Marzieh Bagheri, Ali Valizadeh), LTU-Avfallsteknik (Jurate Kumpiene, Modupe Sarah Akindolie), LTU-Rättsvetenskap (Maria Pettersson, Oskar Johansson), RISE (Kent Davidsson, Susanne Paulrud, Esbjörn Pettersson), GME AB (Bo Lundmark med driftpersonal), Cecilia Wahlberg (CEWARO), Skellefteå kraft AB (Emil Holmfridsson med driftpersonal), VAKIN AB (Sara Boström) och NG Nordic AB tidigare Fortum Waste Solutions AB (Charlotte Nilsson med driftpersonal).

Projektkonsortiet bestod därmed av relevanta behovsägare inom hela den studerade bränslekedjan. VAKIN AB, som är ett kommunalt VA-bolag, behöver identifiera resurseffektiva lösningar för hantering av sitt avloppsreningsslam och lösningar för att möta förväntade krav på P-återvinning ur slam. GME AB är producent av biomassa genom odling av stråbränsle. Vidare briketterar och pelleterar företaget skogs- och stråbränslen, där särskilt flexibel och skalbar teknik används specifikt för brikettering av stråråvara. Skellefteå Kraft AB, som både producerar kraft och värme från biobränslen, ser ett kommande behov av nya bränslen på marknaden. Dessutom öppnar projektet en möjlighet att eventuellt producera stråbränslen på deras nedlagda torvtäcker och få avsättning för sina producerade askor. NG Nordic AB, tidigare Fortum Waste Solutions AB, ser möjligheten till nya tekniska lösningar för återvinning av näringsämnen från askor, vilket utvärderades i projektet. Akademi (LTU och UmU) och institut (RISE) bidrog med spetskompetens inom förbrännings-, system- och miljötekniska såväl som rättsvetenskapliga frågeställningar.

## 2.1 AP 1 Förbehandling och sambrikettering av stråbränslen och avloppsrenings slam

Arbetspaketet syftade till att definiera hur stråbränslen praktiskt ska blandas med avloppsrenings slam, om de inblandningsgrader som är önskvärda med avseende på driftmässiga utmaningar och askkvalitet kan användas, utreda om någon speciell förbehandling krävs, samt bedöma briketternas hållfasthet.

Provtagning av fukthalt och grundämnessammansättning (GÄS) utfördes kontinuerligt av VAKIN AB på det rötade och avvattnade avloppsrenings slammet (25 vikts-% TS-halt) som hygieniserats genom kontrollerad deponi vid Dåva deponi, Umeå. Figur 1 visar uttag och nyttjat hygieniserat slamprov som legat i cirka 1 år vid Dávamyrens deponi i Umeå. Slammet var fält med järnsulfat och representerar mycket väl majoriteten av det slam som produceras i svenska avloppsreningsverk. Cirka ett halv ton hygieniserat slam som därefter krossats och torkats i ugn vid 105 °C upp till 93 vikts-% TS-halt fraktades till GME AB. Sju ton vårskördad rörflen (93 vikts-% TS-halt) och sju ton höstskördad kornhalm (92 vikts-% TS-halt) införskaffades och bereddes av GME. Rörflenet hade producerats på mullrik jord i Glommersträsk och kornhalmen var producerad på Västakra gård, Umeå, på en lerrik jord. Stråbränslet balades vid fält och transporterades sedan till GME AB:s försöksstation där det revs ner till strån med en längd upp till några centimeter m.h.a. balrivare av märket Tomasser som har en kapacitet på 3 ton/h. Därefter togs representativa bränsleprov från respektive bränslefraktion och analyserades avseende fukthalt, askhalt och GÄS m.a.p. askbildande huvud- och spårelement.



**Figur 1.** Uttag av nyttjat hygieniserat slamprov som legat i cirka 1 år vid Dávamyrens deponi i Umeå.

Initiala briketteringsförsök utfördes för att bestämma möjliga inblandningsgrader av slam i stråbränslena med bibehållen hög briketthållfasthet baserat på önskad

inblandning för drift och askkvalitet. Den nyttjade skrubrikettspressen hade en kapacitet på 400 kg/h och var av märket ASKET. Försök utfördes med inblandningsgrader av slam upp till 25 vikts-% på TS-basis. Det rivna strået blandades i en förblandningskammare om 30 liter för att erhålla rätt och homogen inblandning av stråbränslena innan blandningen matades in i skrubvpressen. Slammet doserades med en speciellt designad skrubmatare som kalibrerades för att erhålla rätt dosering. De producerade briketternas hållfasthet bedömdes genom att utföra fullskaliga inmatningsförsök i den 10 MW:s rosteranläggning som senare användes för förbränningsförsöken i AP 2.

De exakta blandningsförhållandena bestämdes utifrån resultaten från förförsöken samt utifrån slammets och stråbränslenas kemiska sammansättning. Innehållet av P, Fe, Al, Ca och K användes för att bestämma optimala förhållanden mellan P+K/Ca och K/Al+Si för att direkt i eldstaden kunna bilda K-innehållande och växttillgängliga fosfater, baserat på resultat från tidigare utförda försök i lab och i pilotskala [23, 24]. Slutligen utfördes samma bränsleanalyser av de producerade briketterna enligt ovan och transporterades till 10 MW:s rosteranläggningen vid Lycksele värmeverk.

## 2.2 AP 2 Förbränningsförsök i rosteranläggning (10 MW)

I AP 2 utreddes dels de praktiska förutsättningarna att i befintlig förbränningsinfrastruktur, d.v.s. utan någon modifiering av anläggningen, förbränna de producerade stråslambriketterna, dels om inblandning av slam till stråbränslen gav några positiva effekter vid förbränningen, d.v.s. hur miljömässiga parametrar i kraftvärme-/värmeproduktionen såsom emissioner samt driftparametrar som beläggings- och slaggbildningen påverkas. Dessutom utvärderades möjligheterna att kunna styra förbränningsprocessen så att biokol kan produceras tillsammans med växtnäringssämnen.

Förbränningsförsök utfördes i Skellefteå Kraft AB:s 10 MW:s rosteranläggning i Lycksele tillsammans med Skellefteå Krafts driftpersonal. Anläggningen, som är av märket Generator, har en rörlig roster indelad i fyra zoner där luftfördelning och rosterhastighet kan varieras oberoende av varandra. Anläggningen är också utrustad med ett elfilter. Varje brikettkvalitet framtagen i AP 1 förbrändes under stabil drift i cirka fyra timmar, vilket möjliggjorde provtagning av beläggningar på provsond, partiklar och rökgaser. Försöken utfördes under låg last (~2 MW) med stöd av träflis. Denna last motsvarar en typisk sommarlast och är därför representativ för möjliga sameldningskampanjer som bedöms vara mest lämpliga att köras under sen vår, sommar eller tidig höst. Samkörningen med träflis om 15–25 vikts-% på torr basis var nödvändig för att dels erhålla rätt fukthalt i den ingående bränslemixen då pannan är designad för blöta bränslen, dels för att kunna upprätthålla en tillräckligt långvarig drift för övrig provtagning. Träfliset hade låg askhalt (0,47 vikts-% av TS) och en fukthalt på 25–35 vikts-%. Efter varje försök samlades all bottenaska upp från den fjärde rosterzonen som hållits stilla under försöket för att möjliggöra extraktion av bottenaska. Nästkommande

dags försök startade med en uppeldningsfas där träflis förbrändes i ~1 timme för att nå normal driftstemperatur.

Totalt utfördes sex försök, ett för varje brikettkvalitet, där driften av förbränningsanläggningen hade samma inställning som vid förbränning av ren träfliseldning, vilket genomfördes som referens. Ett försök att sänka luftinmatningen till senare delen av rostern för att bibehålla mer kol i askan initierades men avbröts då drift vid så låg lufttillförsel inte gick att genomföra.

Under försöken loggades all driftdata och rökgaserna analyserades för CO<sub>2</sub>, CO, O<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, HCl och SO<sub>2</sub> m.h.a. ett bärbart FTIR-instrument. Beläggingsbildningsprovtagning utfördes innan det första värmeväxelpaketet med en simulerad konvektionstub (Sandvik 253 MA) under 3 timmar och provringens yta kylades till 540°C m.h.a. tryckluft. Provringen (diameter = 38 mm, längd 15 mm) vägdes sedan före och efter varje försök för att bestämma beläggingsbildningshastigheten. Vidare utfördes partikelprovtagning i rökgaserna med en DEKATI lågtrycksimpaktor utrustad med förcyklon (cut-off ca 10 µm) med 13 steg (DLPI+) för att samla upp partiklar från rökgaserna efter cyklonen. De fina submikrona partiklarna (<1 µm, d.v.s. PM1) samlades upp i impaktorstegen 1-7 och omfattade partikelstorleksfördelningen inom området 0,01 till 0,6 µm (D50%). Samtidigt gjordes bestämningen av partikelkoncentrationen inom storleksintervallet 1–10 µm (PM1–10) via material som samlats på stegen 8 till 13. Icke-infettade aluminiumfolier (DEKATI CF-300) användes för att samla upp partiklarna i de olika stegen. För att förhindra vattenkondensering under provtagningen värmdes impaktorn upp till 120 °C. Partikelprovtagningen utfördes i de råa rökgaserna efter första delen av konvektionssteget efter eldstaden.

Efter varje försök inspekterades pannans insida avseende beläggningar på roster- och eldstadsytor. Sedermera bedömdes bottenaskans sintringsgrad/hårdhet för att tillsammans med den okulära besiktningen av rostret bedöma respektive bränslekvalitetens slagningstendens. Askorna kunde brytas med handkraft, men andelen större askfraktion ökade vid eldning av stråbränsle med slamblandning. Den insamlade bottenaskan från varje försök siktades för att bestämma dess partikelstorlek i syfte att möjliggöra senare malning. Malning genomfördes för att få en homogeniserad partikelstorlek för växtförsök. Bottenaska separerades i två delar; en del gick direkt till olika analysmetoder och växtförsök och en del skickades till NG Nordic AB för MOPS-processering.

Partiklar och beläggingsprov analyseras kemiskt med ett svepelektronmikroskop (SEM) av typen JEOL JSM-IT300, utrustat med en X-Max 80 energidispersiv röntgendetektor (EDS) av märket Oxford Instruments. De analyserade partiklarna utgjorde dels av partiklar avsatta på impaktorsteg 4 (D50=0,2 µm) som utgjorde den s.k. peaken på finmoden, dels partiklar som avsatts på impaktorsteg 8 (D50=1,0 µm). Proverna monterades på en koltejp fäst på en aluminiumprovhållare. C- och O-elementen exkluderades från utvärderingen p.g.a. deras närvaro i monteringsmaterialet. Analyserna utfördes i

lågvakuumläge ( $\approx 100$  Pa) med ett arbetsavstånd på cirka 8–10 mm. Backscattered elektron-detektorn (BSE) användes för att erhålla en kontrast baserad på sammansättning och därigenom kunna urskilja olika partikeltyper. EDS-analysen utfördes både genom s.k. områdesanalys (areaanalys) på partiklarnas ytor och genom punktanalyser. För varje prov gjordes minst fem separata areaanalyser och ett flertal punktanalyser jämnt fördelade över representativa delar av partikel- och beläggningsprovet.

### 2.3 AP 3 Utvärdering av produktkvalitet hos bildad bottenaska

Utvärdering av produktkvaliteten hos bildad bottenaska/askbrikett innefattade i) kemisk analys, ii) bedömning av storleksfördelning, porositet och hållbarhet, iii) bedömning av produktkvaliteten hos askan med relevans för avsättning hos producenter av biomassa vilket inkluderade lakförsök och småskaliga växtförsök samt iv) hur en efterprocessering med MOPS kan påverka kvaliteten hos askan. Inför den kemiska analysen, lak-, växtförsöken och MOPS-försöken maldes bottenaskproverna ner till en storleksfraktion under 2 mm.

#### *Kemisk analys och bedömning av storleksfördelning och hållbarhet*

Den i AP 2 producerade bottenaskan/askbriketten karaktäriserades fysiskt genom att bedöma dess storleksfördelning och hållbarhet samt kemiskt genom att bedöma dess grundämnessammansättning (ICP-MS, Cl-analys), distributionen av elementen i bottenaskan (SEM-EDS) och fassammansättningen (XRD). Grundämnesanalyser med ICP-MS genomfördes av certifierat laboratorium enligt SS-EN ISO 17294-2:2023 efter provberedning med SS-EN 13805:2014 alternativt ASTM D3682:2013; ASTM D4503:2008; An. Chem. 50:679-680 beroende på grundämne. SEM-EDS analyserades vid Umeå Core facility for Electron Microscopy (UCEM) för varje delfraktion i askan fördelad på små, mellan och stora partiklar. Små partiklar monterades på koltejp emedan mellan och stora gjöts in i epoxy där tvärsnitt förbereddes och polerades för vidare analys. Ett Zeiss EVO LS-15 utrustat med en Oxford Xmax 80 mm<sup>2</sup>-detektor användes för SEM-EDS-analys för respektive prov. XRD genomfördes på malda prover för varje initial storleksfraktion vid Multipurpose Adaptive X-ray Scattering platform (MAXS) vid Umeå universitet med en Bruker D8Advance diffraktometer, Cu K $\alpha$ -strålning och en LynxEye XE-T energidiskriminerande detektor. Resulterande diffraktogram utvärderades med hjälp av DIFFRAC.EVA 7.2 och Crystallographic Open Database (COD) för att identifiera kristallina faser.

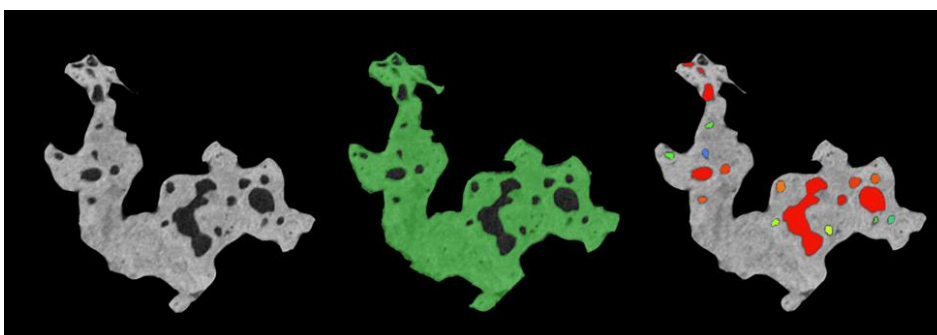
#### *Röntgentomografi (XMT)*

XMT med efterföljande dataanalys utfördes för att bestämma porositet och karakterisera bildade porer/porstrukturer i bottenaskan. XMT utfördes separat för varje askprov med ett ZEISS Xradia 620-system (ZEISS, Tyskland). Mätningarna genomfördes med en voxelsstorlek på 2,6  $\mu\text{m}$ , vilket motsvarar ett synfält (FOV) på cirka 2,6 mm. Den totala skanningstiden var cirka 2,5 timmar

per prov, med binning = 2, 1 601 projektioner och en exponeringstid på 3 s per projektion. De rekonstruerade volymdata analyserades därefter i programvaran Dragonfly (utvecklad av Object Research Systems (ORS) Inc., Kanada). Dragonfly användes för visualisering, segmentering samt kvantitativ tredimensionell analys av porstrukturen i askmaterialet.

Analysen av porstrukturen baserades på det metodiska ramverk som beskrivits av Strandberg m.fl. [25, 26] för tredimensionell kvantifiering av porositet i biobrännleaska med hjälp av röntgenmikrotomografi. I likhet med detta angreppssätt behandlades porutrymmet som en separat fas och analyserades objektbaserat genom identifiering av diskreta porer i de rekonstruerade volymerna. Till skillnad från Strandberg m.fl. [25, 26], där djupinlärningsbaserad segmentering användes för fasidentifiering, utfördes segmenteringen i detta arbete genom tröskelbaserad klassificering baserad på röntgendämpning. En global intensitetströskel valdes för att separera porutrymmet (låg dämpande fas) från den fasta askmatrisen (högdämpande fas), se figur 2. Denna metod bedömdes vara tillräcklig för föreliggande dataset, där kontrasten mellan porer och fast material var tydlig. Efter segmentering identifierades porerna som diskreta tredimensionella objekt med hjälp av en 6-konnekterad definition av porfasen. Detta innebär att porer som endast var sammanlänkade via kanter eller hörn behandlades som separata objekt. Denna konservativa konnektivitetsdefinition valdes för att möjliggöra en robust objektbaserad analys av porernas geometri och ytegenskaper, snarare än att fokusera på pornätverkens perkolation.

För att minska påverkan av segmenteringsbrus och mycket små artefakter filterades porobjekt med en förutbestämd minsta storlek bort före vidare analys. De kvarvarande objekten definierades som diskreta porer och användes för kvantitativ utvärdering av porstorlek, form och ytkomplexitet.



**Figur 2.** Segmentering av bottenaskmatrisen och identifiering av diskreta porer baserat på röntgendämpning i de tredimensionella volymdata.

För varje identifierad diskret por beräknades ett antal geometriska och morfologiska parametrar för att kvantitativt beskriva porstrukturen i askmaterialet. Porstorleken karakteriserades genom den ekvivalenta sfäriska diametern (ESD), vilken definieras som diametern hos en sfär med samma volym som den aktuella poren. Detta mått möjliggör jämförelser mellan porer med olika och oregelbundna former. Fördelningarna av porparametrar uppvisade icke-

normal karaktär, varför icke-parametriska statistiska metoder användes. Skillnader mellan flera grupper utvärderades med Kruskal–Wallis-test, medan parvisa jämförelser genomfördes med Mann–Whitney U-test. Vid flera samtidiga jämförelser tillämpades Holm-korrigerad kontroll av familjevis felrisk. En signifikansnivå på  $p < 0,05$  användes genomgående.

Utöver analysen av diskret pormorfologi kvantifierades den totala porositeten hos askproverna, där alla porer inkluderades: diskreta porer, sammanhängande por-nätverk och öppna porvolymen i enskilda partiklar, det vill säga porositet som är intern till partiklarna och inte porvolymen mellan partiklarna. Porositeten beräknades som kvoten mellan den totala segmenterade porvolymen och den totala analyserade provvolymen. Den totala porositeten bestämdes genom por-segmentering baserad på en lägre Otsu-tröskel applicerad på de rekonstruerade röntgendämpningsdata. Eftersom denna tröskelbaserade metod inte explicit tar hänsyn till partialvolymseffekter eller porer under bildens upplösningssgräns, föreligger viss osäkerhet i de absoluta porositetsvärdena. Segmenteringsstrategin har dock tillämpats konsekvent för samtliga prover, vilket gör att de relativa skillnaderna mellan bränslen och slaminblandningar är robusta och direkt jämförbara.

#### *Lakförsök*

Lakbarheten av kemiska ämnen i bottenaskproverna undersöktes med metoderna SS-EN 12457-2 och SS 0283 10. I den första metoden skakades askprover med avjoniserat vatten i 24 timmar vid ett vätska-till-fast-förhållande (L/S) på 10 L/kg, varefter filtraten analyserades avseende pH, elektrisk konduktivitet (EC), redoxpotential (Eh) och vattenlösliga ämnen. I den andra metoden skakades proverna i 90 minuter med en lakvätska av 0,1 M ammoniumlaktat och 0,4 M ättiksyra vid ett L/S-förhållande på 5 L/kg, och filtraten analyserades för tillgängliga halter av näringsämnen: P, K, Na, Mg och Ca.

#### *Växtförsök*

Växtförsök med dvärgbönor genomfördes för att uppskatta förändringar i växtfysiologiska parametrar där bottenaskorna tillfördes jord baserat på tillgängligt P bestämt med SS 0283 10 (25,5 mg P/kg jord), och jämfördes med trippelsuperfosfat (TSP), kontroll med kvävegödsling samt en ogödslad blank. Dvärgbönor odlades i krukor under kontrollerade laboratorieförhållanden i 30 dagar, varefter markporvatten provtogs vid tre tillfällen och analyserades avseende pH, elektrisk konduktivitet, redoxpotential och ämnesinnehåll. Färsk och torr växtbiomassa samt näringsinnehåll (Ca, K, Mg, P, S) bestämdes för de olika behandlingarna.

#### *Bedömning av möjligheten att nyttja Multi-purpose On-site Phase Separator (MOPS)*

Andelen P i bottenaskan som var bundet till Ca respektive Fe/Al undersöktes med en standardiserad metod för fosforspeciering framtagen inom ramen för

standardiserade mätningar och testprogrammet inom Europeiska Kommissionen [27]. Extraktionerna gjordes i duplikat och mängden extraherat fosfat bestämdes med spektrofotometrisk analys. Extraherade principalkomponenter (Al, Ca, Fe, Mg, Mn, S, Si) och spårämnen (Cr, Cu, Mn, Ni, Zn, Pb) analyserades med röntgenfluorescens (XRF). Baserat på resultaten från dessa analyser genomfördes uppskalade försök för att bedöma möjligheten att behandla bottenaskan med MOPS-teknologi i större skala. I de uppskalade försöken behandlades 1 kg aska med 1 L 1 M HCl i 5 minuter under kraftig skakning för att uppnå samma nötningseffekt som den fullskaliga tekniken. Ytterligare 4 L 1 M HCl tillsattes sedan och reaktionen fick fortgå i 15 minuter under konstant omrörning. Askresten avskildes från vätskan med filtrering genom påsfilter (2 µm) och sköljdes sedan med trycksatt vatten (20 bar/380 L/h). Mängden sköljvatten som användes var ca 7 liter per kg aska. Alla vätskefraktioner (syra och vatten) filtrerades (0,45 µm sprutfilter) och analyserades för fritt fosfat samt med XRF. De fasta resterna torkades och vägdes, varpå även dessa analyserades med XRF.

#### **2.4 AP 4 Utvärdering av bränslevärdekedjan - miljörättsligt, växthusgasprestanda, teknoekonomi**

Detta AP syftade till att identifiera hinder och möjligheter för sameldning av åkerbränslen och slam och efterföljande spridning av den återvunna bottenaskan på åker och torvtäcker, ur ett (1) miljörättsligt (2) teknoekonomiskt, och (3) växthusgasutsläppsperspektiv.

##### 2.4.1 Miljörättslig utvärdering av värdekedjan

Miljölagstiftningen uppställer ramar och villkor för aktiviteter som kan påverka människors hälsa och miljön, samtidigt som möjlighet till godtagbar ekonomisk prestanda för aktörerna i värdekedjan är en grundförutsättning för realisering av omställning. Förutsättningarna för en resurs- och kostnadseffektiv åkerbränsle-slambaserad värdekedja är därför att både rättsliga och teknoekonomiska förutsättningar för inblandning av avloppsreningsslam i åkerbränslebaserade värdekedjor utreds.

En fördjupad analys av miljölagstiftningen, inklusive avfallslagstiftning och relaterade tillståndsprocesser, samt frågor som rör äganderätt och risk utfördes. Arbetet förutsatte att relevanta rättskällor, däribland lagstiftning, lagförarbeten samt rättspraxis, på såväl nationell som EU-nivå dels identifieras, dels analyseras. Analysen utfördes med utgångspunkt i den rättsdogmatiska metoden och kompletterades vid behov med EU-rättslig metod.

##### 2.4.2 Utvärdering av värdekedjan utifrån ett teknoekonomiskt och växthusgasutsläppsperspektiv

###### *Teknoekonomiskt perspektiv*

Den teknoekonomiska analysen utgick från grundantagandet att befintliga bioeldade fjärr- och kraftvärmeanläggningar (i grundfallet eldade med skogsflis eller returträ) kan förbränna slam-stråbriketter utan modifiering av förbrännings-

anläggningen. I samförbränningen antogs en bränsemix av 10 vikts-% avloppsslam och 90 vikts-% stråbränsle (kornhalm eller rörflen) på torr basis, vilket sam-briketterades som beskrivet ovan (samförbränningsförsök kornhalm och rörflen båda med hög inblandningsgrad av slam). Slammets torrhalt antogs vara 25 vikts-% och stråbränslets 85 vikts-%. Baserat på förbränningsförsöken antogs denna bränsemix ha tillräckligt låg fukthalt för att kunna eldas utan ytterligare torkning. P- och K-halter i bottenaskan erhöles från förbränningsförsöken vars estimeringar visade på att ca 90 % av ingående K för båda bränslena samt 90 % och 95 % av ingående P för rörflenslambränslet respektive kornhalmsslambränslet återfanns i bottenaskan. Bränslets K- och P-innehåll togs från tabell 6.

Förbränningsanläggningarna antogs drifas med slam-strå kampanjvis, med minst två veckor långa kampanjer för samförbränning för att vara praktiskt genomförbart. Resten av året antogs pannorna användas med sitt vanliga träbränsle.

Ett geografiskt explicit tillvägagångssätt tillämpades, med hänsyn taget till:

- lokalisering av och kapacitet hos avloppsreningsverk [28, 29] och bioeldade fjärr- och kraftvärmeanläggningar [30, 31],
- uppskattade möjliga mängder tillgänglig halm [32] och rörflen [33] runt värmeverken, samt
- transportavstånd från stråbränsleodling samt reningsverk till värmeverk.

Analysen begränsades till de anläggningar i Sverige där tillräckliga data fanns att tillgå angående pannkapacitet och årliga drifttimmar. En förenklad transport-optimeringsmodell utvecklades för att minimera de totala transportkostnaderna för slam (reningsverk till värmeverk) samt stråbränsle (odlingsplats till värmeverk). Viktigt att notera är att den uppskattade tillgången på halm bygger på en skattning utifrån dagens faktiska jordbruk, medan den uppskattade tillgången på rörflen baseras på modellerad potential och skulle kräva omfattande omställning från dagens relativt blygsamma rörflensodling i Sverige för att realiseras.

Den ekonomiska utvärderingen gjordes med syfte att (1) analysera möjligheterna att få lönsamhet i samförbränningen utifrån två olika aktörsperspektiv: avloppsreningsverk respektive värmeverk, och (2) identifiera de främsta ekonomiska drivkrafterna och hindren för införande av konceptet. Två huvudsakliga indikatorer tillämpades: investeringsutrymme för värmeverken för att göra erforderliga tekniska anpassningar (inklusive briketteringsutrustning) och nödvändig mottagningstaxa för avloppsslam för att göra samförbränningen ekonomiskt attraktiv för både värmeverk och reningsverk.

Investeringsutrymmet beskriver den maximala investering per ton bränsemix som kan bäras av den årliga nettointäkten från samförbränningen, d.v.s. högsta "tillåtna" investeringskostnad givet intäkter och merkostnader. På kostnadssidan beaktades ökade driftskostnader (främst el för bränsleberedning), stråbränsle-kostnader, samt transporter. På intäktssidan beaktades såld P- och K-rik aska, intäkt från mottagningstaxan för avloppsslam samt sparad bränslekostnad för

träbränsle under drifttiden för samförbränning. Värme- och elproduktion antogs vara oförändrade vid bränslebytet.

Utvärderingen utgick från antagandet att den producerade P- och K-rika bottenaskan kan användas direkt som gödningsmedel och säljas till ett marknadspris motsvarande det för ersatt kommersiell gödsel i form av trippelsuperfosfat (TSP; 31 tkr/t) och kaliumklorid (KCl; 17 tkr/t). Lönsamheten utvärderades utifrån två olika priser för stråbränslen: ett lågt från litteraturen (320 kr/t TS, uppräknat till 2024 års penningvärde) [34] och ett högt baserat på diskussioner inom projektet (1500 kr/t TS). Dessutom utvärderades två olika priser på alternativt träbränsle: returträ (290 kr/MWh) respektive skogsflis (366 kr/MWh), baserat på prisdata för 2022 [35]. Reningsverken antogs kompensera värmeverken för behandling av slammet genom en mottagningsavgift, vars grundvärde sattes till 250 kr/t avvattat slam (25 vikts-% TS) (-188 kr/MWh, baserat på bränslepris för hushållsavfall), då specifika data för mottagningsavgift för avloppsslam saknas [36]. Noteras att detta är betydligt lägre än den nivå på 500–800 kr/t (2018 års penningvärde) som Stockholm Vatten och Avfall har angett i sin slamstrategi [37].

För ytterligare detaljer om den ekonomiska utvärderingen hänvisas till Bagheri (2024) [38].

#### *Växthusgasperspektiv*

För att uppskatta effekter på växthusgasutsläpp beräknades först utsläppen av CO<sub>2</sub>-ekvivalenter från värdekedjan slam-strå-samförbränning. Beaktade utsläpp i värdekedjan innefattade odling, insamling och hantering av stråbränsle, mellanlagring av slam och transport av slam och stråbränsle. Värmeverkets produktion av värme och el antogs oförändrad. Transport av askan till slutanvändare beaktades inte, då även det ersatta mineralgödslet behöver transporteras. Den P- och K-rika askan antogs ersätta mineralgödsel, vilket gav en utsläppskredit som drogs av från värdekedjans utsläpp. Även ersättning av alternativt träbränsle beräknades och krediterades för att erhålla nettoutsläpp.

Samma samförbränningsscenario beaktades som i den teknoekonomiska utvärderingen, d.v.s. samförbränning av en bränlemix bestående av 10 vikts-% avloppsslam och 90 vikts-% stråbränsle (halm eller rörflen) på torr basis. Som ovan antogs slammets torrhalt vara 25 vikts-% och stråbränslets 85 vikts-%.

Med halm som bränsle antogs, i enlighet med RED III, att utsläpp från odlingen inte belastar halmen, då denna är en jordbruksrest. Med rörflen som bränsle beaktades endast de direkta utsläppen från odling och inte utsläppen från förändrad markanvändning. Tidigare studier har visat att anläggning av rörflenodling på återfuktad tidigare dikad torvmark har potential att bidra med minskade växthusgasutsläpp genom minskad nedbrytning av torven, se t.ex. [39, 40]. Eftersom datan för rörflenspotentialer i denna studie saknade information om vilken typ av mark som odlingen görs på och eftersom osäkerheten är stor så beaktades inte denna möjliga källa till utsläppsminskning. För insamling och

hantering av stråbränsle beaktades bärgning, balning, lastning och transport till gård eller samlingsplats för vidare transport. Lagring av slam har i tidigare studier visats ha stor påverkan på klimatprestandan hos olika slambehandlingsalternativ, i synnerhet p.g.a. utsläpp av metan t.ex. [41, 42]. Här antogs en slamlagringstid om 30 dagar, vilket motiverades av att samförbränningen antogs köras kampanjvis. För utsläpp från transport av stråbränsle beräknades ett massviktat medelavstånd från odlingsplats till respektive värmeverk för samförbränning, medan faktiska avstånd från avloppsreningsverk till värmeverk beaktades för slamtransport. Alla transporter antogs ske med lastbil.

P och K i den producerade bottenaskan antogs kunna ersätta P/K i mineralgödsel i ett 1:1-förhållande på massbasis. Detta antagande baserades på att askans hela P- och K-innehåll är tillgängligt för växtupptag över tid. Hittills erhållna kunskaper rörande växttillgängligheten hos K och P i sameldningsaskor producerade från slam och stråförbränning visar på förekomsten av ur växttillgänglighetssynpunkt intressanta fosfater [18, 20]. Dock saknas idag utförliga växtförsöksstudier på dessa askor för att verifiera askans växttillgänglighet. P krediterades mot TSP och K krediterades mot KCl, baserat på P- respektive K-innehåll. Slutligen beaktades även minskningen av utsläpp från de träbränslen som ersätts i värmeverket, där utsläpp från träbränslets försörjningskedja beaktades, samt från förbränning av icke-förnybar andel i returträ (RT-flis). För returträ beror utsläppen på vilken typ av returträ som används [43]. Här antogs utsläppen motsvara dem från vit RT-flis (med spånskiva, plywood och liknande). Utsläppsfaktorer för de olika delstegen redovisas i tabell 1.

**Tabell 1.** Utsläppsfaktorer för olika delsteg i värdekedjan, samt för ersatt träbränsle och mineralgödsel (K och P).

	Utsläpps-faktor	Enhet	Källa
Odling av halm	0	kg CO <sub>2</sub> -ek/ton TS	[44]
Odling av rörflen	89	kg CO <sub>2</sub> -ek/ton TS	[45]
Insamling och hantering av stråbränslen	13	kg CO <sub>2</sub> -ek/ton TS	[46]
Mellanlagring av slam (30 dagar)	334	kg CO <sub>2</sub> -ek/ton TS	[42]
Lastbiltransporter av slam och stråbränsle	0,125	kg CO <sub>2</sub> -ek/ton-km	[47]
Kredit för ersatt träbränsle (skogsflis)	20,5	kg CO <sub>2</sub> -ek/MWh	[48]
Kredit för ersatt träbränsle (RT-flis)	8,2	kg CO <sub>2</sub> -ek/MWh	[43]
P-kredit (trippelsuperfosfat, TSP)	1,66	kg CO <sub>2</sub> -ek/kg P	[47]
K-kredit (KCl/MOP)	0,60	kg CO <sub>2</sub> -ek/kg K	[47]

## 2.5 AP 5 Kommunikation (intern/extern) & diskussion om möjliga samverkans-/affärsmodeller

I AP 5 kommunicerades projektresultaten såväl till externa intressenter som interna projektpartners. Tre workshops hölls inom projektet med såväl projektpartners som externa deltagare som representerade behovsägare, aktörer och intressenter.

Under workshoparna diskuterades frågeställningar som rör rättsliga hinder och möjligheter, ekonomiska åtaganden, samverkan och kopplingar mellan de potentiellt ingående aktörerna i värdekedjan, och potentiella samverkans-/affärsmodeller inom värdekedjan identifierades.

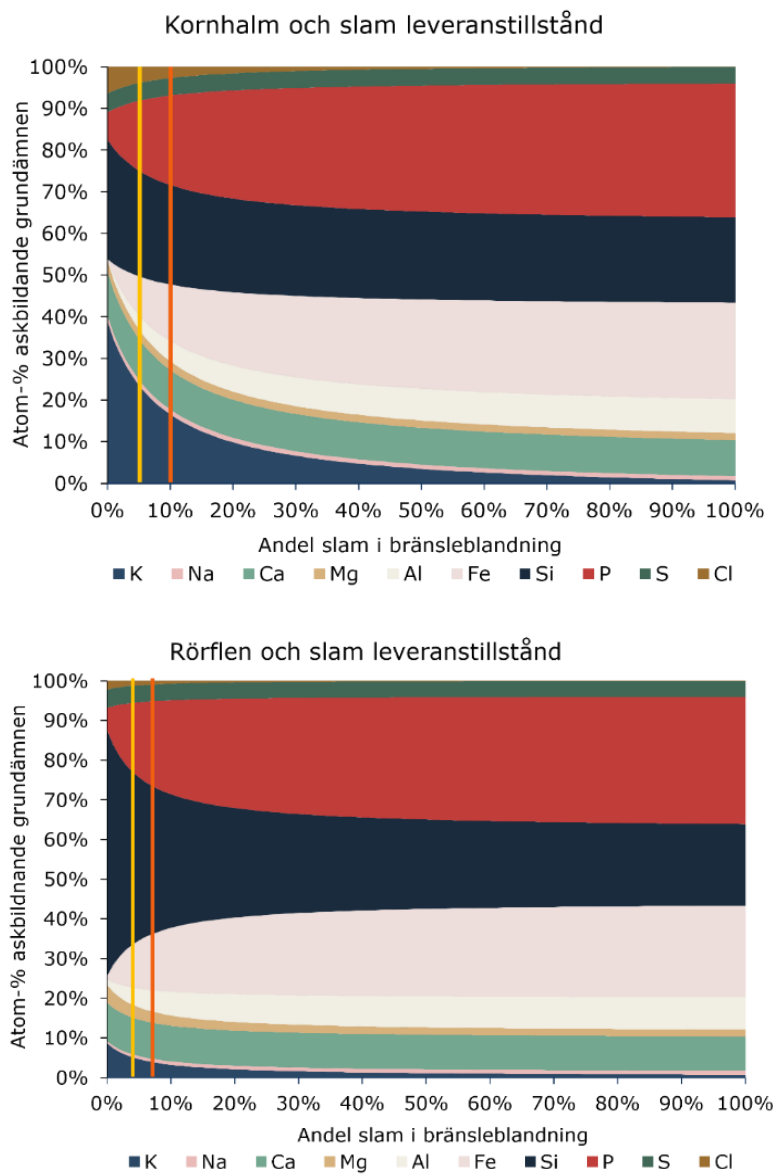
## 3. Resultat & Diskussion

### 3.1 AP 1 Förbehandling och sambrikettering av stråbränslen och avloppsrenings slam

De ingående bränsleråvarornas sammansättning innan brikettering för torkat slam och för färdig brikett för kornhalm och rörflen framgår av tabell 2. Även sammansättningen hos den träflis som nyttjades vid de efterkommande experimentella förbränningsförsöken i rosteranläggningen återfinns i tabell 2.

Det nyttjade rötslammet representerar väl ett typiskt svenskt slam som är fält med järnsulfat [49]. Slammet har en hög askhalt och bränsleaskan domineras av Fe, P, Si, Ca och S. Halten hos de olika spårämnen är också typisk för svenskt avloppsslam [49]. Den nyttjade kornhalmen representerar väl svensk halm och hade en relativt hög askhalt med en bränsleaska som dominerades av K och Si [50]. Även det nyttjade rörflenet hade en typisk askhalt, Si- och K-innehåll som väl representerar ett typiskt rörflen som odlats på mulljord [50]. Askhalten och K-halten var lägre i rörflen än för kornhalm.

Av figur 3 framgår det teoretiska innehållet av askbildande huvudelement vid olika inblandningsgrader av nyttjat slam i nyttjad kornhalm respektive rörflen samt valda inblandningsgrader av slam till de olika stråbränslena inför brikettering. Den röda arean motsvarar andelen fosfor i askbildande huvudelement. Den största effekten av sameldning observeras mellan ungefär 5–15 vikts-% slam på torr basis för de båda stråbränslena vilket ses genom att förändringen mellan de olika komponenterna är som störst där. Vid högre inblandningsgrader domineras askan helt av slamaska vilket minskar möjligheten att förändra sammansättningen hos bildade fosfater, vilket är en del av syftet med en sameldningsstrategi.



**Figur 3.** Teoretiskt innehåll av askbildande element vid olika inblandningsgrader av nyttjat slam i nyttjad kornhalm (övre) respektive rörflen (nedre). Den gula linjen representerar vald låg inblandningsgrad och den röda vald hög inblandningsgrad av slam i de olika stråbränslena vid sambriketteringen.

**Tabell 2.** Sammansättning hos nyttjat hygieniserat torkat rötat slam, höstskördad kornhalm, vårskördad rörfilen och stamvedsflis m.a.p. värmevärde, flykt-, fixerat kol-, fukt-, ask-, C-,H-,N-,O-halt samt koncentrationer av askbildade huvud- och spårelement.

	Slam	Kornhalm	Rörflen	Stamvedsflis
<b>Proximativ analys</b>				
Fukthalt (vikts-% i leveranstillstånd)	4,59	7,09	5,84	25-35**
Askhalt vid 550 °C (vikts-% av TS <sup>#</sup> )	49,6	4,69	3,23	0,47
Flykthalt (vikts-% av TS <sup>#</sup> )	51,6	75,2	80,9	83,5
Fixerat kol (vikts-% av TS <sup>#</sup> )	<5,0	17,3	18,1	15,5
Lägre värmevärde (MJ/kg TS <sup>#</sup> )	10,4	17,3	17,9	18,0
<b>Ultimativ analys (vikts-% av TS<sup>#</sup>)</b>				
C	26	46,5	47,5	45,6
H	4,16	6,21	6,22	5,83
N	3,5	0,88	0,78	0,18
O	15,2	39,4	42	41,7
<b>Elementanalys – askbildande huvudelement (vikts-% i aska)</b>				
K	0,45	25,48	5,4	20,84
Na	0,35	0,56	0,2	0,63
Ca	4,98	7,4	6,19	17,03
Mg	0,69	1,49	2,37	5,32
Al	2,35	0,1	0,57	0,61
Fe	18,18	0,19	0,69	1,12
Mn	0,08	0,01	0,22	2,07
Si	5,41	13,56	27,79	2,1
P	8,73	3,42	2,7	2,66
S	2,56	1,8	2,36	2,01
Cl	0,04	3,84	1,24	4,26
<b>Elementanalys – spårelement (mg/kg aska)</b>				
As	6,45	*	33,4	*
Ba	35	324	479	2148
Be	1,32	0,84	*	*
Cd	1,68	*	0,55	13,26
Co	18,4	0,39	2,12	8,43
Cr	52,2	34,9	82,9	*
Cu	264	76,3	168,1	302
Hg	2	7,29	3,25	*
Mo	8,02	50,11	9,26	*
Nb	3,77	*	*	*
Ni	64,1	10,7	43,9	23,4
Pb	29,6	9,83	13,4	24,0
Sc	1,15	*	*	*
Sr	176	262	204	880
V	50,6	2,94	9,5	*
Zn	1004	133	9,5	2787
Ti	0,11	4,69	0,04	331

<sup>#</sup>) TS= torrsubstans i bränsleprov

\*) Under detektionsnivån

\*\*\*) Fukthalten på träflisen varierade mellan de olika försökskampanjerna

Då askhalten och K-halten i rörflenet är lägre än i kornhalmen påverkar inblandningen av slam kraftigare koncentrationen av intressanta askbildande elementförhållanden. De exakta planerade blandningsförhållandena bestämdes utifrån resultaten från förförsöken samt utifrån slammets och stråbränslenas kemiska sammansättning. Innehållet av P, Fe, Al, Ca och K i slammets och i stråna användes för att bestämma optimala förhållanden mellan P+K/Ca och K/Al+Si för att direkt i eldstaden kunna bilda K-, Mg-innehållande och växttillgängliga fosfater, baserat på resultat från tidigare utförda arbeten [23, 24].

Med utgångspunkt från förförsöken, slammets och stråbränslenas kemiska sammansättning producerades ett ton rörflens- respektive halmriketter, ett ton riketter av respektive rörflen/kornhalm med låg slamhalt och ett ton riketter av respektive rörflen/halm med hög slamhalt, totalt sex bränsleblandningar.

Planerade inblandningsgrader var för den låga inblandningsgraden av slam i kornhalm ca 5 vikts-% på TS-basis och för den höga ca 10 vikts-% på TS-basis. Planerade inblandningsgrader av slam i rörflenet var något lägre då K-halten och askhalten i rörflenet var lägre än i kornhalmen. Med utgångspunkt i de ingående råvarornas askhalter och K-koncentration i bränsleaskan hos de färdiga riketterna (denna valdes då K-halten i slammets var låg) bedömdes de faktiska inblandningsgraderna av slam i kornhalm vara 7 respektive 12 vikts-% på TS-basis och slam i rörflen vara 4 och 7 vikts-% på TS-basis. Utifrån den okulära besiktningen av riketterna bedömdes att slambränslepartiklarna var homogent spridda i riketterna såväl vid låg som vid hög slamblandning.

Riketterna analyserades avseende askbildande huvud- och spårelement hos färdiga riketter samt för 24 olika PFAS. Enbart tre riketter hade detekterbara halter av PFAS. Något förvånande var att den totala halten PFAS var högst i riketter med stråbränslen med hög slamblandning och nådde då högre halter än för rent slam. I kornhalmen detekterades ingen PFAS. I tabell 3 återfinns sammansättningen m.a.p. askhalt samt koncentrationer av askbildade huvud- och spårelement hos färdiga riketter. Fukthalten hos alla rikettkvaliteter var ca 95 vikts-%. Ingående P-halter steg enligt inblandningsgrad, noterbart är att K-halten landar på lägre nivåer. Totalt sett för askbildande primära (P, K) och sekundära (Ca, Mg, S) makronäringsämnen har askan i riketterna god potential att uppnå halter som möjliggör klassificering som gödningsmedel. Noterbart är att av reglerade metaller och halvmetaller kan man i riketten detektera Hg i rena stråbränsleriketter, men den koncentrationen sjunker vid sambrikettering. Här finns goda förutsättningar för att nå en aska av god kvalitet.

**Tabell 3.** Sammansättning m.a.p. askhalt, samt koncentrationer av askbildade huvud- och spårelement hos färdiga briketter.

	Kornhalm	Kornhalm låg slamblandning	Kornhalm hög slamblandning	Rörflen	Rörflen låg slam inblandning	Rörflen hög slam inblandning
Askhalt (vikts% av TS <sup>#</sup> )						
Askhalt	4,69	7,8 <sup>o</sup>	10,1 <sup>a</sup>	3,23	5,1 <sup>a</sup>	6,5 <sup>a</sup>
Elementanalys – askbildande huvudelement (vikts-% i aska)						
K	25,48	14,21	10,67	5,4	3,28	2,97
Na	0,56	0,53	0,49	0,2	0,47	0,3
Ca	7,4	6,42	6,42	6,19	6,66	6,21
Mg	1,49	1,4	1,2	2,37	2,17	1,95
Al	0,1	1,33	1,77	0,57	2,09	1,64
Fe	0,19	12,81	17,36	0,69	12,28	12,18
Mn	0,01	0,07	0,06	0,22	0,26	0,25
Si	13,56	12,68	11,1	27,79	26,12	21,66
P	3,42	5,77	6,81	2,7	4,93	4,7
S	1,8	2,46	2,38	2,36	2,19	1,68
Cl	3,84	3,47	2,76	1,24	0,36	0,31
Elementanalys – spårelement (mg/kg aska)						
As	*	2,54	2,92	33,4	5,91	5,18
Ba	324	372	323	479	448	404
Be	0,84	0,86	1,65	*	2,72	0,59
Cd	*	0,9	0,83	0,55	1,58	1,02
Co	0,39	5,62	6,31	2,12	8,08	5,92
Cr	34,9	27,9	39,3	82,9	42,9	29,1
Cu	76,3	97,6	106	168	139	126
Hg	7,29	0,68	0,56	3,25	1,01	0,82
Mo	50,11	41,0	32,1	9,26	11,7	8,58
Nb	*	2,01	10,5	*	*	*
Ni	10,7	23,4	24,3	43,9	43,4	25,84
Pb	9,83	7,78	9,54	13,4	20,3	15,6
Sc	*	1,26	20,6	*	3,61	2,06
Sr	262	214	209	204	238	190
V	2,94	32,2	48,9	9,5	51,4	40,2
Zn	133	437	493	9,5	936	735
Ti	4,69	1062	1254	0,04	1343	0,11

<sup>#</sup>) TS= torrsbstans i bränsleprov

<sup>\*</sup>) Under detektionsnivån

<sup>o</sup>) Beräknad utifrån uppskattad inblandningsgrad av slam i stråbränslet samt askhalter hos ingående råvara

Slutligen transporterades briketterna till Lycksele värmeverk där inmatningsförsök utfördes för att bedöma att hållfastheten hos briketterna klarar av alla transportörer in till pannan utan att falla sönder i för stor omfattning. Utifrån dessa inmatningsförsök bedömdes att hållfastheten var god och att den klarade inmatningsanordningen in till pannan utan att smulas sönder. Figur 4 visar typiskt utseende hos de producerade briketterna.



**Figur 4.** Producerade briketter med 7 vikts-% inblandning av slam på TS-basis i rörflen.

### 3.2 AP 2 Förbränningsförsök i rosteranläggning (10 MW)

Förbränningsförsöken kunde genomföras vid ~2 MW last med normala driftsinställningar, vilket motsvarar en normal last vid sommar drift när det kan vara lämpligt att genomföra kampanjbaserade förbränningsperioder med den här typen av bränsleblandningar i befintliga anläggningar. Detta demonstrerade tydligt att inga förändringar behövde genomföras i själva anläggningen för att nå en stabil drift.

Observationer från försöken visade att den slaggbildning som skedde bedöms som hanterbar av driftspersonal, vilket är en viktig parameter för hantering av stråbränslen. En potentiell risk är främst att det torra brikettbränslet kan ha brunnit något varmt på rostret. Det bekräftades genom den ökade frekvensen av större askpartiklar som hade åtminstone delvis smält. I ett försök skedde en ökad medryckning av stråaska från bädden, vilket tyder på att interaktionen med slamaskan inte hann ske i tillräcklig omfattning. Här kan en direkt inblandning av strå med fuktigt slam vid bränsleinmatningen ge upphov till flera goda effekter;

- Ingen mellanlagring av bränslen eller energikrävande torkning av slam. Det minskar energiåtgången i bränsleberedning och kan ge en resurseffektiv värdekedja där transporten av slam enbart behöver ske till förbränningsanläggningen och inte för ytterligare beredning vid stor specialiserad infrastruktur.
- Ökad kontakt mellan strå och slamaska för att förbättra möjligheten att bilda rätt typ av fosfater. Tidigare försök med sameldning av slam utan torkning och träbränsle har visat att det är möjligt att genom effektiv blandning precis innan bränsleinmatning uppnå god förbränning.
- Existerande infrastruktur är ofta avsedd för fuktig flis med en fukthalt kring 40–50 vikts-%. Direkt inblandning ger en ökad fukthalt i sameldningsbränslet jämfört med briketter (~5 vikts-% fukt), vilket bidrar till en jämnare temperaturprofil på bädden, vilket reducerar risken för mycket slaggbildning vid rostereldning.

### 3.2.1 Gas- och partikelkoncentrationer i de råa rökgaserna

#### *Gaskoncentrationer i de råa rökgaserna*

Rökgasmätningarna genomfördes innan rökgasrening för att kunna avgöra vilken förväntad modifikation, om någon, som kan behövas för att rena rökgaser från den här typen av samförbränning. Samtliga värden som diskuteras har normaliserats till 6% O<sub>2</sub>, vilket är normaliseringsbasen för förbränning av fast biomassabränsle, vilket är den absoluta huvuddelen av den använda bränslemängden.

För biomassa bestående av halm (stråbränsle, som i detta fall) är gränsvärdena för både SO<sub>x</sub> och NO<sub>x</sub> 300 mg/Nm<sup>3</sup> vid 6% O<sub>2</sub> enligt Förordning (2018:471) om medelstora förbränningsanläggningar. Vid ren avfallsförbränning som avses i Förordning (2013:253) om förbränning av avfall och applicerbar för enbart slam anges gränsvärdena vid 11% O<sub>2</sub> i stället för 50 mg/Nm<sup>3</sup> för SO<sub>x</sub>, 200 mg/Nm<sup>3</sup> för NO<sub>x</sub>, samt 10 mg/Nm<sup>3</sup> för HCl. För slam normaliserar gränsvärdena från 11% O<sub>2</sub> till 6% O<sub>2</sub>, vilket ger att gränsvärdena är 75 mg/Nm<sup>3</sup> för SO<sub>x</sub>, 300 mg/Nm<sup>3</sup> för NO<sub>x</sub>, samt 15 mg/Nm<sup>3</sup> för HCl. Värdena här normaliserar för 6% O<sub>2</sub> vilket motsvarar samförbränning och ger vid handen att dessa värden ska beräknas tillsammans för det totala bidraget.

Vi tolkar det som att gränsvärdena tillämpliga i detta fall då bör beräknas på 90% tillfört bränsle av halm och 10% av slam och vid 6% O<sub>2</sub>. Denna beräkningsbas ger det striktast möjliga gränsvärdena för blandningen och bortser från att de faktiska experimenten dessutom hade en ännu högre andel biomassa från stamvedsflis. Det ger 277 mg/Nm<sup>3</sup> för SO<sub>x</sub>; 300 mg/Nm<sup>3</sup> för NO<sub>x</sub>, samt 15 mg/Nm<sup>3</sup> för HCl som applicerbara gränsvärden avseende rökgaskomponenter. Som kan ses i tabell 4 är de uppmätta värdena underskridande dessa viktade gränsvärden utom för HCl och kornhalm vilket är innan rökgasrening. Det behöver beaktas och studeras i längre försök med mätningar även efter rökgasrening.

**Tabell 4.** Rökgaskoncentrationer av O<sub>2</sub> (vol-%) samt av CO, NO, SO<sub>2</sub> och HCl (mg/Nm<sup>3</sup> 6% O<sub>2</sub> torr) i de råa rökgaserna före filter.

	Kornhalm	Kornhalm låg slaminblandning	Kornhalm hög slaminblandning	Rörflen	Rörflen låg slaminblandning	Rörflen hög slaminblandning
O <sub>2</sub> (vol-%)	5,8±0,8	9,6±0,4	10,6±0,4	5,5±1,1	5,8±1,8	7,6±1,1
CO	49±22	25±7	39±8	16±13	15±32	19±5
NO <sub>x</sub>	179±23	191±20	194±14	190±37	161±37	175±26
SO <sub>x</sub>	25±6	116±19	131±12	17±6	61±18	61±15
HCl	4,1±2,3	22±11	30±3	0,03±0,06	5,1±1,8	3,5±0,7

#### *Partikelkoncentrationer i de råa rökgaserna*

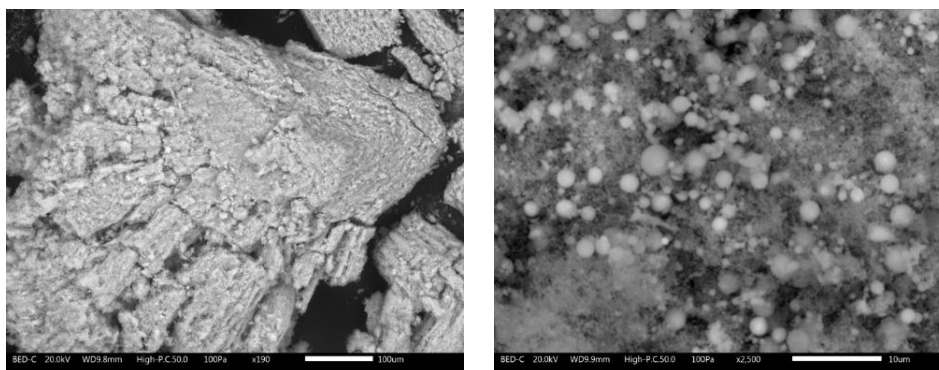
Resultaten från partikelprovtagningen som utfördes i de råa rökgaserna innan rökgasreningen visade på en typisk bimodal partikelstorleksfördelning hos

rökgaserna vid samtliga försök där mängden fina partiklar ( $< 1 \mu\text{m}$ ) dominerade i förhållande till mängden grova partiklar ( $> 1 \mu\text{m}$ ). Vid försök med kornhalm låg den uppmätta koncentrationen av fina partiklar ( $< 1 \mu\text{m}$ ) runt  $40 \text{ mg/Nm}^3$  och koncentrationen av grova partiklar ( $> 1 \mu\text{m}$ ) var väldigt låg, ca  $2\text{--}3 \text{ mg/Nm}^3$ . Då mängden partiklar som avsattes i DEKATI-för cyclonen ej var mätbar, utgjordes de grova partiklarna av partikelstorlekar mellan 1 och ca  $10 \mu\text{m}$ . Vid låg slamblandning var koncentrationerna av både fina och grova partiklar i samma storleksordning, medan vid hög slamblandning ökade koncentrationerna uppskattningsvis med 50 % för respektive partikelfraktion. Vid försök med rörfilen var koncentrationen av fina och grova partiklar väldigt låg, ca 10 respektive  $2 \text{ mg/Nm}^3$ . Även här utgjorde de grova partiklarna av partiklar med storleksordningen  $1\text{--}10 \mu\text{m}$ . Vid slamblandning ökade mängden fina partiklar till uppskattningsvis det dubbla. Det är svårt att bedöma de exakta variationerna i koncentrationerna mellan med och utan inblandning av slam då replikaten av partikelkoncentrationsmätningarna varierade relativt kraftigt, vilket troligen beror på momentana variationer i exakt stamvedsflis-/strå-/slambrikettinblandningen på rostret just när respektive relativt momentana partikelmätning utfördes.

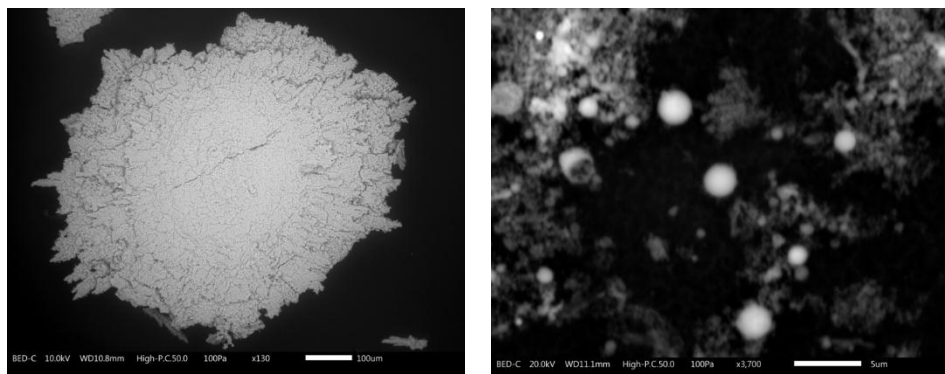
### 3.2.2 Partikelsammansättning

#### *Kornhalm/kornhalm-slam försök*

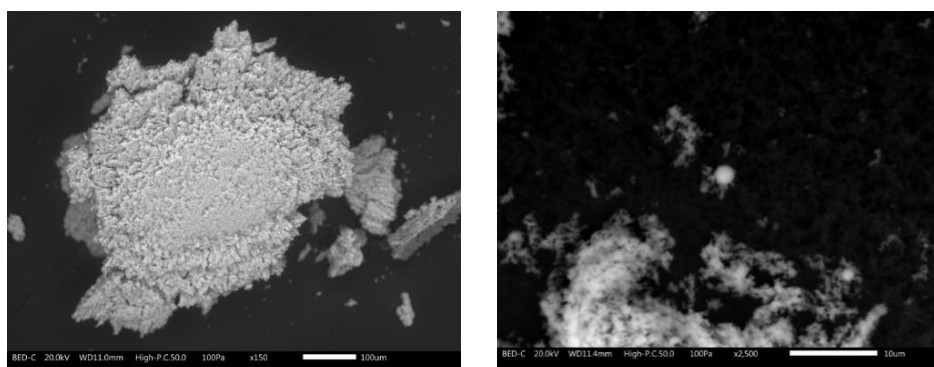
Figur 5-7 visar SEM-BSE-bilder av partiklar avsatta på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) och 8 ( $D_{50}=1,0 \mu\text{m}$ ) vid förbränning av kornhalm samt vid förbränning av kornhalm med låg respektive hög slamblandning. Partiklarna som avsatts på impaktorsteg 4 utgörs av homogent kondenserat material, vilket är typiskt för denna storleksfraktion då denna utgörs av komponenter i gasfas som kondenserat och bildat fina partiklar. På impaktorsteg 8 observerades, utöver den generella partikelpopulationen av kondenserat homogent material, förekomsten av distinkta vita sfäriska partiklar. Dessa sfärer hade typiska diametrar på cirka  $1\text{--}3 \mu\text{m}$  och analyserades separat med EDS-punktanalyser för att bestämma deras elementarsammansättning.



**Figur 5.** SEM-BSE-bilder av partiklar uppsamlade på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) till vänster och steg 8 ( $D_{50}=1,0 \mu\text{m}$ ) till höger vid förbränning av kornhalm.

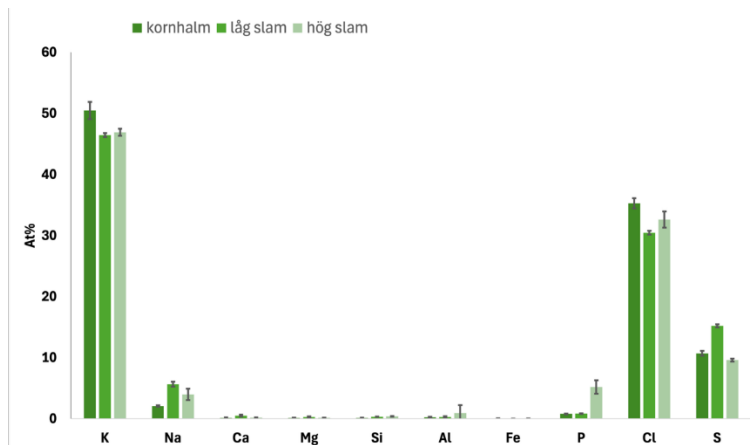


**Figur 6.** SEM-BSE-bilder av partiklar uppsamlade på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) till vänster och steg 8 ( $D_{50}=1,0 \mu\text{m}$ ) till höger vid förbränning av kornhalm med låg slaminblandning.

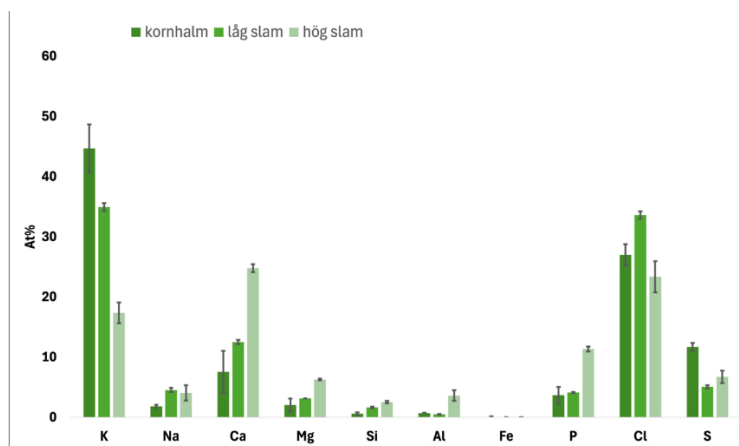


**Figur 7.** SEM-BSE-bilder av partiklar uppsamlade på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) till vänster och steg 8 ( $D_{50}=1,0 \mu\text{m}$ ) till höger vid förbränning av kornhalm med hög slaminblandning.

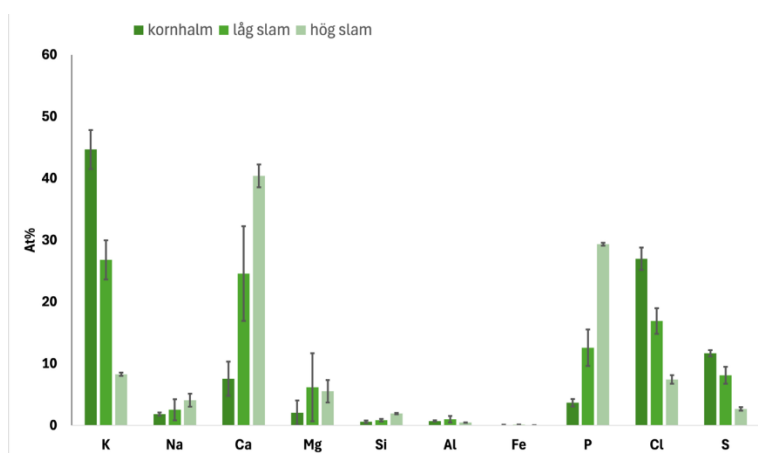
Figur 8 visar bulkelementarsammansättningen hos de fina partiklarna avsatta på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) vid förbränning av kornhalm och kornhalm med låg och hög slaminblandning. Dessa partiklar domineras av K, Cl och S med lägre halter av Na. Dessa partiklar utgörs troligen av alkaliklorider och -sulfater. Även P återfinns i denna storleksfraktion vid inblandning av slam vilket tyder på att en mindre andel av P från bränslet avgår i gasfas från bädden. Vid inblandning av slam kan en ökning av S/Cl-förhållandet skönjas, vilket påvisar att slammets svavelinnehåll bidrar något till en sulfatisering av bildat kaliumklorid. Av Figur 9 framgår att bulkkoncentrationer av Ca, Mg och P ökar hos partiklarna avsatta på impaktorsteg 8 i jämförelse med bulksammansättningen hos partiklarna avsatta på impaktorsteg 4. Av Figur 10 framgår att de sfäriska partiklar som återfinns på impaktorsteg 8 ( $1-3 \mu\text{m}$ ) till stor del består av P, Ca, Mg och troligen också en del alkali. De sfäriska partiklarnas morfologi och sammansättning antyder att dessa härrör från Ca-Mg-alkali-rika fosfatsmältor.



**Figur 8.** Bulkelementarsammansättning (atom-% på C- och O-fri bas) hos fina partiklar avsatta på impaktorsteg 4 (D<sub>50</sub>=0,2 µm) vid förbränning av kornhalm och kornhalm med låg och hög slaminblandning.



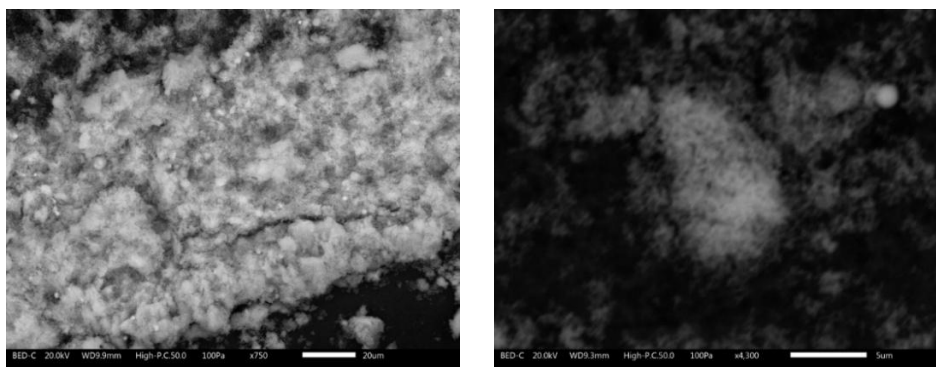
**Figur 9.** Bulkelementarsammansättning (atom-% på C- och O-fri bas) hos partiklar avsatta på impaktorsteg 8 (D<sub>50</sub>=1,0 µm) vid förbränning av kornhalm och kornhalm med låg och hög slaminblandning.



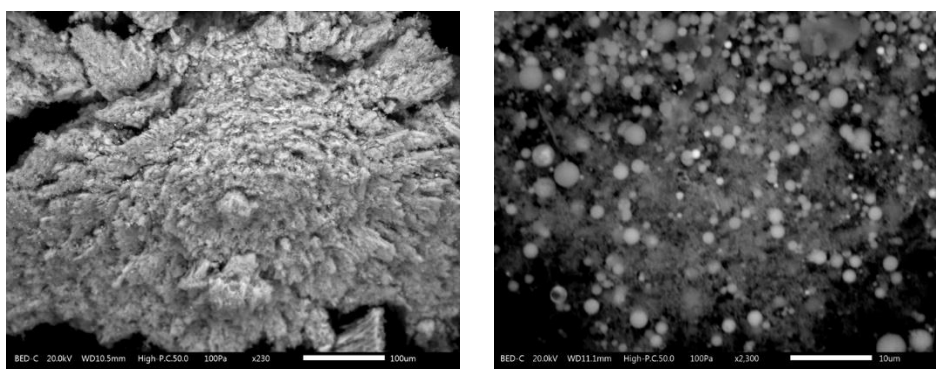
**Figur 10.** Elementarsammansättning (atom-% på C- och O-fri bas) hos de vita sfäriska partiklar (1-3 µm) som återfinns på impaktorsteg 8 (D<sub>50</sub>=1,0 µm) vid förbränning av kornhalm och kornhalm med låg och hög slaminblandning.

### *Rörflen/rörflen-slam försök*

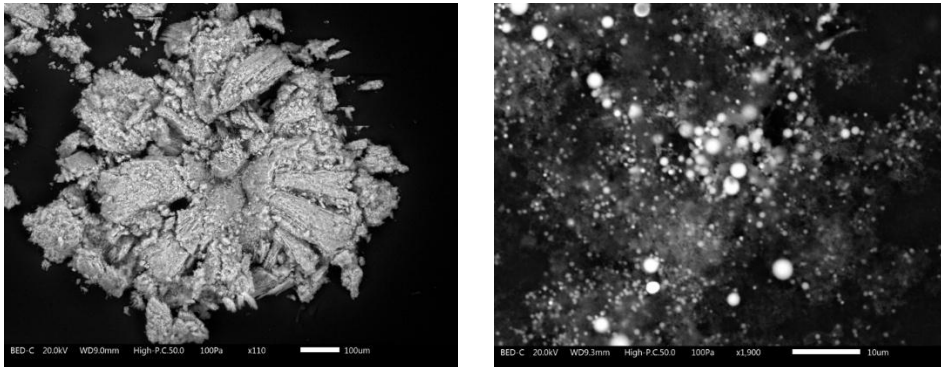
Figureorna 11–13 visar SEM-BSE-bilder av partiklar avsatta på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) och 8 ( $D_{50}=1,0 \mu\text{m}$ ) vid förbränning av rörflen samt vid förbränning av rörflen med låg respektive hög slaminblandning. Även vid dessa försök utgörs partiklarna som avsatts på impaktorsteg 4 av homogent kondenserat material, vilket är typiskt för denna storleksfraktion då denna utgörs av komponenter i gasfas som kondenserat och bildat fina partiklar. På impaktorsteg 8 observerades även här, utöver den generella partikelpopulationen av kondenserat homogent material, förekomsten av distinkta vita sfäriska partiklar. Dessa sfärer hade typiska diametrar på cirka  $1\text{--}3 \mu\text{m}$  och analyserades även här separat med EDS-punktanalyser för att bestämma deras elementarsammansättning.



**Figur 11.** SEM-BSE-bilder av partiklar uppsamlade på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) till vänster och steg 8 ( $D_{50}=1,0 \mu\text{m}$ ) till höger vid förbränning av rörflen.

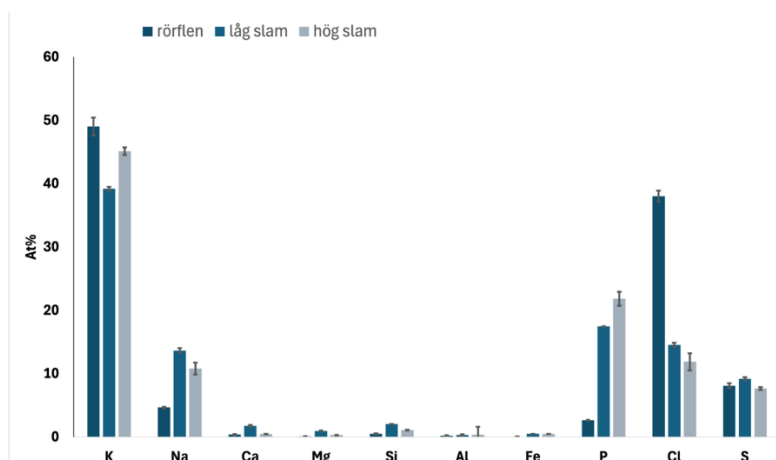


**Figur 12.** SEM-BSE-bilder av partiklar uppsamlade på impaktorsteg 4 ( $D_{50}=0,2 \mu\text{m}$ ) till vänster och steg 8 ( $D_{50}=1,0 \mu\text{m}$ ) till höger vid förbränning av rörflen med låg slaminblandning.

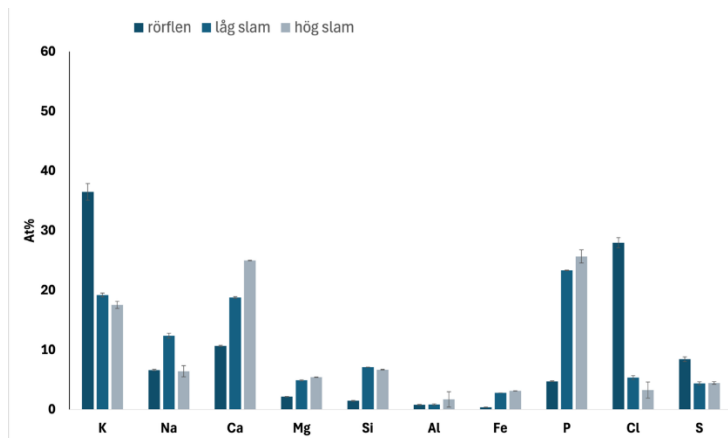


**Figur 13.** SEM-BSE-bilder av partiklar uppsamlade på impaktorsteg 4 (D 50=0,2 μm) till vänster och steg 8 (D 50=1,0 μm) till höger vid förbränning av rörflen med hög slaminblandning.

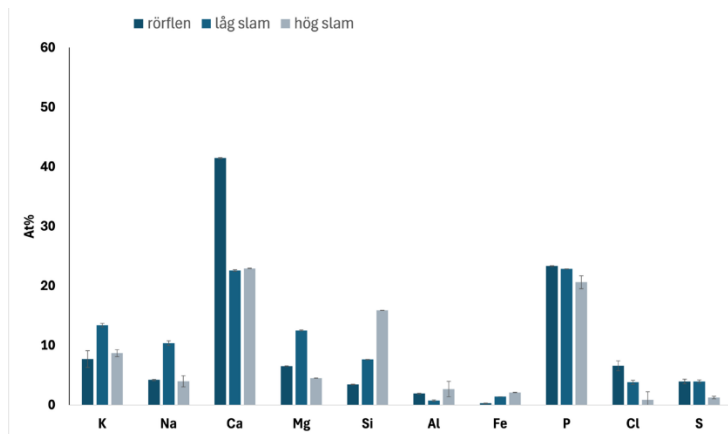
Figur 14 visar bulkelementarsammansättningen hos de fina partiklarna avsatta på impaktorsteg 4 (D 50=0,2 μm) vid förbränning av rörflen och rörflen med låg och hög slaminblandning. Dessa partiklar domineras av K, Cl och S vid rörflensförbränning. Vid inblandning av slam ökar koncentrationen av P och Na medan Cl-halten minskar. Då även P återfinns i denna storleksfraktion vid inblandning av slam tyder detta på att en mindre andel av P från bränslet avgår i gasfas från bädden. Vid inblandning av slam ökar S/Cl-förhållandet signifikant, vilket visar att slammets svavelinnehåll och/eller fosforinnehåll bidrar till en större andel av s.k. sulfatisering av bildat kaliumklorid alternativt att också P bildar kaliumfosfater varvid Cl avgår som HCl(g). Av figur 15 framgår att bulkkoncentrationer av Ca, Mg, P och Si ökar hos partiklarna avsatta på impaktorsteg 8 i jämförelse med bulksammansättningen hos partiklarna avsatta på impaktorsteg 4. Av figur 16 framgår att de sfäriska partiklar som återfinns på impaktorsteg 8 till stor del består av P, Ca, Mg, Si och troligen också en del alkali. De sfäriska partiklarnas morfologi och sammansättning antyder att dessa härrör från Ca-Mg-alkalirika fosfat-silikatsmältor.



**Figur 14.** Bulkelementarsammansättning (atom-% på C- och O-fri bas) hos fina partiklar avsatta på impaktorsteg 4 (D 50=0,2 μm) vid förbränning av rörflen och rörflen med låg och hög slaminblandning.



**Figur 15.** Bulkelementarsammansättning (atom-% på C och O fri bas) hos partiklar avsatta på impaktorsteg 8 (D 50=1,0 µm) vid förbränning av rörflen och rörflen med låg och hög slaminblandning.



**Figur 16.** Elementarsammansättning (atom-% på C- och O-fri bas) hos de vita sfäriska partiklar (1-3 µm) som återfinns på impaktorsteg 8 (D 50=1,0 µm) vid förbränning av rörflen och rörflen med låg och hög slaminblandning.

### 3.2.3 Uppskattad andel av ingående K och P i bränslet som återfanns i bottenaskan

Andelen K och P som återfanns i partiklar som lämnar eldstaden som flygaska beräknades utifrån mängden uppmätta koncentrationer (mg/Nm<sup>3</sup>) av partiklar som återfanns i de råa rökgaserna, de fina och grova partiklarnas K- och P-koncentrationer, beräknat rökgasflöde (Nm<sup>3</sup>/kg bränsle) samt ingående mängd K och P för varje kg bränsle som eldades.

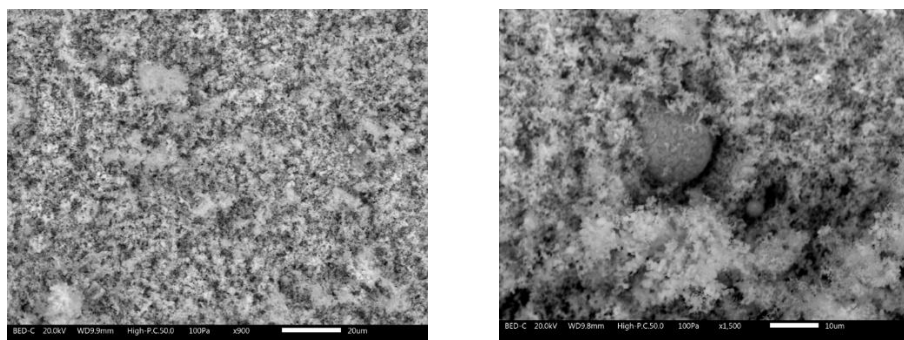
Beräknade andelar av K som återfanns i partiklarna i de råa rökgaserna var för ren kornhalm < 7% och < 8% vid hög slaminblandning. Beräknade andelar av P som återfanns i de råa rökgaserna var < 2% för både försöken med ren kornhalm och med hög slaminblandning. Beräknade andelar av K som återfanns i partiklarna i de råa rökgaserna var för ren rörflen < 4% och < 7% vid hög slaminblandning. Beräknade andelar av P som återfanns i de råa rökgaserna var < 2% utan slaminblandning och < 4% med hög slaminblandning. Då partikel-

analyserna utfördes efter första konvektionssteget kan en viss andel av K och P återfinnas på väggar i eldstaden och på panntuber, men vid den okulära besiktningen av eldstadsväggarna efter varje försök återfanns inte några större mängder av beläggningar vid försök med inblandning av slam. Utifrån dessa beräkningar och okulära besiktningar av eldstaden uppskattas att > 90% av ingående K och > 90% av ingående P med bränslet återfanns i bottenaskan för alla försök.

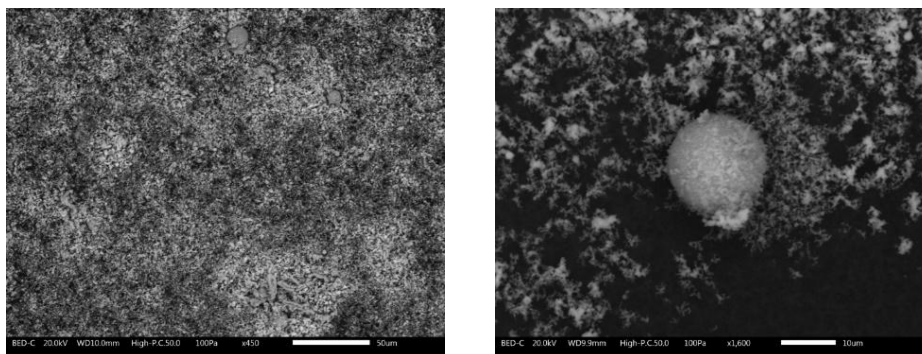
### 3.2.4 Beläggningens bildning

Den initiala beläggningens hastighet, uppmätt med den kylda provsonden, minskade tydligt vid inblandning av slam både vid förbränning av kornhalm och rörflen. Vid förbränning av kornhalm uppmättes en beläggningens hastighet på  $3,03 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , medan vid inblandning av slam reducerades beläggningens hastighet till  $1,69 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  vid låg slamdosering och till  $1,64 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  vid hög slamdosering, vilket motsvarar en reduktion om cirka 45 % jämfört med ren kornhalmförbränning. Vid förbränning av rörflen uppmättes en beläggningens hastighet på  $2,94 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , medan slamtillsats reducerade beläggningens hastighet till  $2,53 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  vid låg inblandning och vidare till  $2,01 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  vid hög inblandning. Detta motsvarar en total minskning av beläggningens bildning med cirka 30 % jämfört med ren rörflensförbränning.

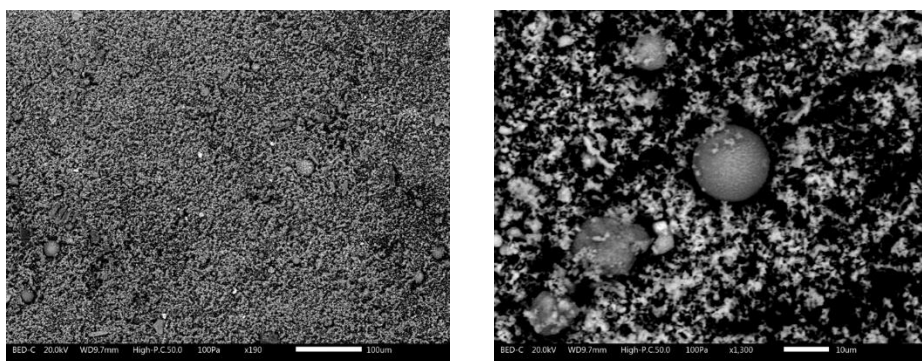
Av figurerna 17–19 framgår de initiala beläggningarnas morfologi vid förbränning av kornhalm och kornhalm med slam-inblandning. Av figurerna framgår att beläggningarna till största delen domineras av en relativt homogen struktur av fina partiklar ( $< 1 \mu\text{m}$ ) med inslag av grövre sfäriska partiklar ( $> 1 \mu\text{m}$ ).



**Figur 17.** SEM-BSE-bilder av initiala beläggningar på provsond vid förbränning av kornhalm vid låg (vänster) och hög förstoring (höger).

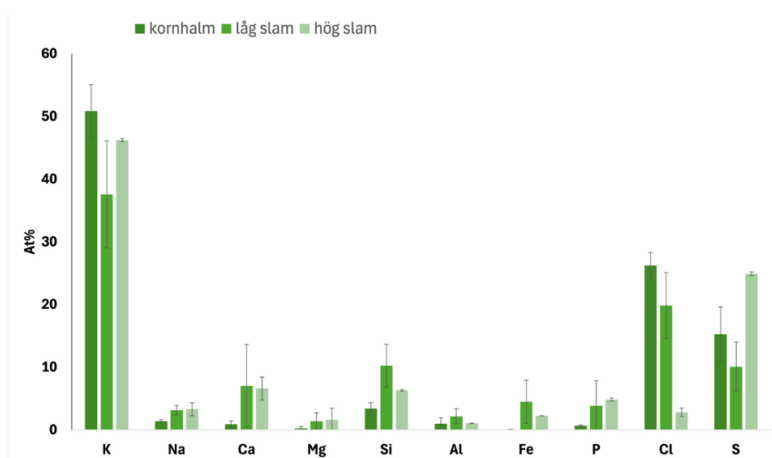


**Figur 18.** SEM-BSE-bilder av initiala beläggningar på provsond vid förbränning av kornhalm med låg slaminblandning vid låg (vänster) och hög förstoring (höger).



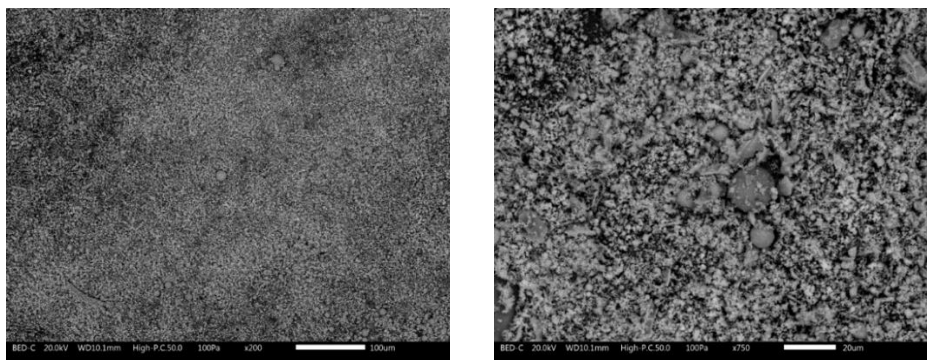
**Figur 19.** SEM-BSE-bilder av initiala beläggningar på provsond vid förbränning av kornhalm med hög slaminblandning vid låg (vänster) och hög förstoring (höger).

Av figur 20 framgår att de initiala beläggningarna på provsonden domineras av K, Cl och S med inslag av framför allt Ca, Si, P och Fe. Den homogena strukturen av de fina partiklarna som återfinns i beläggningen består därmed troligen av alkaliklorider och -sulfater i likhet med sammansättningen hos de fina partiklarna som återfanns i den fina partikelmoden ( $< 1 \mu\text{m}$ ) i rökgaserna och de grövre partiklarna ( $> 1 \mu\text{m}$ ) domineras troligen av Ca, Si, P och Fe. I likhet med resultaten hos de analyserade fina partiklarna i rökgaserna så ökar S/Cl-förhållandet i beläggningarna, dock betydligt mer än i de fina partiklarna. Dessa resultat är i linje med tidigare biomassa-slamförbränningsstudier som också har visat att S/Cl-förhållandet ökar hos de fina partiklarna och i beläggningarna vid inblandning av slam. Tidigare forskning har också påvisat att detta framför allt beror på att den bildade kaliumkloriden sulfatiseras m.h.a. slammets svavel och därmed bidrar till lägre beläggningsbildning och korrosionsrisk hos bl.a. överhettarna [4].

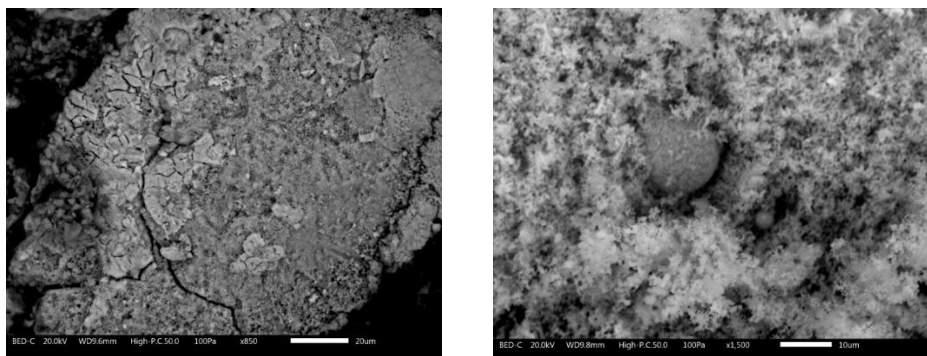


**Figur 20.** Bulkelementarsammansättning (atom-% på C- och O-fri bas) hos de initiala beläggningarna på provsonden vid förbränning av kornhalm och kornhalm med låg och hög slaminblandning.

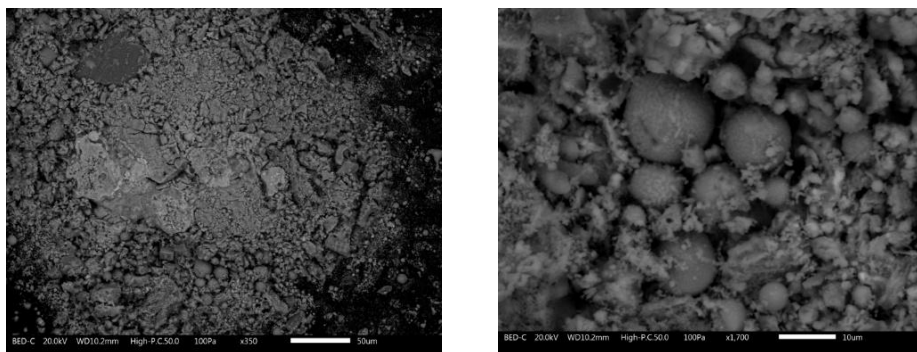
Av figurerna 21–23 framgår de initiala beläggningarnas morfologi vid förbränning av rörflen och rörflen med slaminblandning. Av figurerna framgår att beläggningarna även här till största delen domineras av en relativt homogen struktur av fina partiklar ( $< 1 \mu\text{m}$ ) med inslag av grövre sfäriska partiklar ( $> 1 \mu\text{m}$ ).



**Figur 21.** SEM-BSE-bilder av initiala beläggningar på provsond vid förbränning av rörflen vid låg (vänster) och hög förstoring (höger).

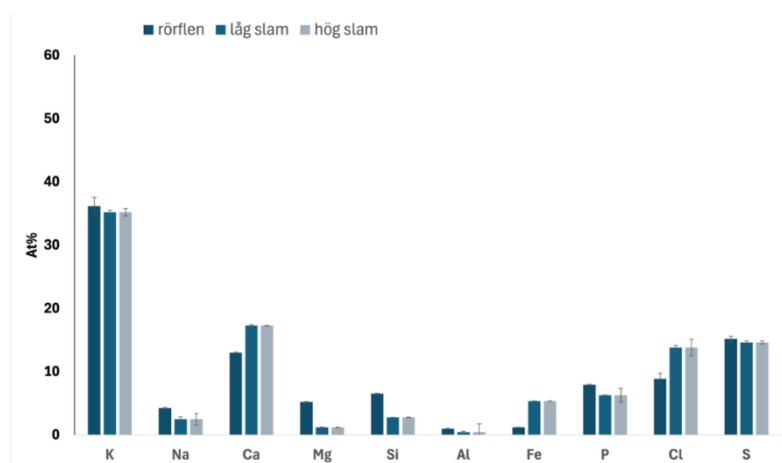


**Figur 22.** SEM-BSE-bilder av initiala beläggningar på provsond vid förbränning av rörflen med låg inblandning av slam vid låg (vänster) och hög förstoring (höger).



**Figur 23.** SEM-BSE-bilder av initiala beläggningar på provsond vid förbränning av rörflen med hög inblandning av slam vid låg (vänster) och hög förstoring (höger).

Av figur 24 framgår att de initiala beläggningarna på provsonden domineras av K, Cl, S och Ca med inslag av framför allt P och Fe. Den homogena strukturen av de fina partiklarna som återfinns i beläggningen består därmed troligen av alkaliklorider och -sulfater i likhet med sammansättningen hos de fina partiklarna som återfanns i den fina partikelmoden i rökgaserna och de grövre partiklarna domineras troligen av Ca, P och Fe. Till skillnad från beläggningarna från kornhalmförsöken så ökade inte S/Cl-förhållandet i beläggningarna vid inblandning av slam till rörflenet, vilket eventuellt kan förklaras med den relativt låga Cl-halten och relativt höga S/Cl-förhållandet i rörflenet.



**Figur 24.** Bulkelementarsammansättning (atom-% på C- och O-fri bas) hos de initiala beläggningarna på provsonden vid förbränning av rörflen och rörflen med låg och hög slaminblandning.

### 3.2.5 Bottenask-/slaggkaraktärisering

Bottenaskan för kornhalm följde den förväntade trenden med ökad mängd bottenaska med ökad inblandningsgrad av slam; se tabell 5. För rörflen erhöles en lägre mängd bottenaska vid hög slaminblandning. Vid det här försöket observerades också en något ökad medryckning av bottenaska från rostret, något som sannolikt påverkade utfallet. Kiselstrukturen hos rörflensaskan blir till större partiklar med låg vikt och stor area. Det här kan eventuellt förbättras med en annan

inblandningsmodell för slam till stråbränsle, där ett våtare slam troligen har bättre kontakt med enskilda strån.

Den mindre askfraktionen utgör den största massfraktionen av bottenaska i samtliga försök. Ungefär 20–25 vikts-% av bottenaskan bildar större partiklar i sameldningsfallen, där en hög rostertemperatur på grund av låg fukthalt i ingående brikett i viss mån kan bidra till slaggbildning (större partiklar). Den bildade slaggen kunde brytas med handkraft. Bedömningen av driftspersonal var att slaggbildning inte skulle utgöra grund för driftrelaterade problem även vid långvarig drift. Det här behöver dock utvärderas under längre kampanjer i samband med att en bränsleberedning som möjliggör högre fukthalt utreds.

**Tabell 5.** Producerad bottenaska under förbränningsförsök avseende massa samt fördelning mellan utsiktade fraktioner.

	Kornhalm	Kornhalm låg slaminblandning	Kornhalm hög slaminblandning	Rörflen	Rörflen låg slaminblandning	Rörflen hög slaminblandning
Mängd extraherad bottenaska (kg)						
	58,3	65,5	87,2	41,5	69,1	64,7
Fraktionering bottenaska (mass-% av total mängd)						
Små (< 1,3cm)	59,2	68,0	60,5	77,8	52,6	54,8
Mellan (1,3 < x < 8,5cm)	18,1	12,6	12,2	11,8	19,9	21,0
Stora (> 8,5cm)	22,7	19,5	27,3	10,4	27,6	24,2

### 3.3 Utvärdering av produktkvalitet hos bildad bottenaska

#### 3.3.1 Kemisk sammansättning hos bottenaskan

Sammansättning hos producerade bottenaskor m.a.p. askhalt, vilket ger en uppfattning av oförbränt i askan, samt koncentrationer av askbildande huvud- och spårelement i bildade bottenaskor framgår av tabell 6. De bildade bottenaskorna uppfyller krav enligt EUR-LEX 2019/1009 för att klassificeras som oorganiskt gödningsmedel enligt klass *I.C.I a ii: Sammansatt fast oorganiskt makronäringsgödselmedel* då det totala innehållet av de primära makronäringsämnena P och K tillsammans med de sekundära makronäringsämnena Ca, Mg samt S rapporterat som oxider överstiger 18 vikts-%. Här avgör den exakta kvaliteten vilken klassning som är lämpligast, för de bottenaskor som producerats vid sameldning av kornhalm och slam visar på potential att klassificeras som P-gödningsmedel, vilket har ett krav om 12 vikts-% räknat som P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Det finns alltså, baserat på totalkoncentrationer, en god anledning att anta att de producerade bottenaskorna kommer att ha en gödnings effekt. Noterbart är att material behöver kompletteras med en lämplig kvävekälla, då grundämnet saknas. I det avseendet liknar bottenaskor det kommersiella gödningsmedlet trippelsuperfosfat (TSP) som innehåller P, Ca och S men som behöver kompletteras med kväve från en annan källa.

Avseende reglerade föroreningar uppvisade de åtta metalliska och halvmetalliska grundämnen som regleras (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) samma trend i samtliga bottenaskor – sju av grundämnena uppfyller de krav som ställs för att klassificeras som gödningsmedel. Den enda avvikelserna uppstod för Cr som uppvisade halter som vida översteg det som inkommit med ingående bränslen, med upp till 20 ggr högre koncentrationer än ingående bränslen. Den här diskrepansen utreds vidare i senare delar av rapporten, men redan här identifieras stålfragment från rooster i förbränningsanläggningen som en sannolik källa för de höga Cr-halterna. Biuret eller perklorat analyserades inte för askorna eftersom de avgår termiskt. PFAS analyserades avseende förekomsten av 19 olika föreningar och ingen av dessa föreningar kunde påvisas, så om de finns i bottenaskorna föreligger de i koncentrationer under detektionsgränsen.

Sammantaget visade analysen att halterna av grundämnen i ingående bränslen kan ge tillräcklig kvalitet på producerad bottenaska för vidare användning. Däremot krävs viss utveckling av hur förbränningsprocessen genomförs för att minimera risk för överföring av stål till bottenaskan.

**Tabell 6.** Sammansättning hos producerade bottenaskor m.a.p. askhalt, vilket ger en uppfattning av oförbränt i askan, samt koncentrationer av askbildande huvud- och spårelement i bildade bottenaskor.

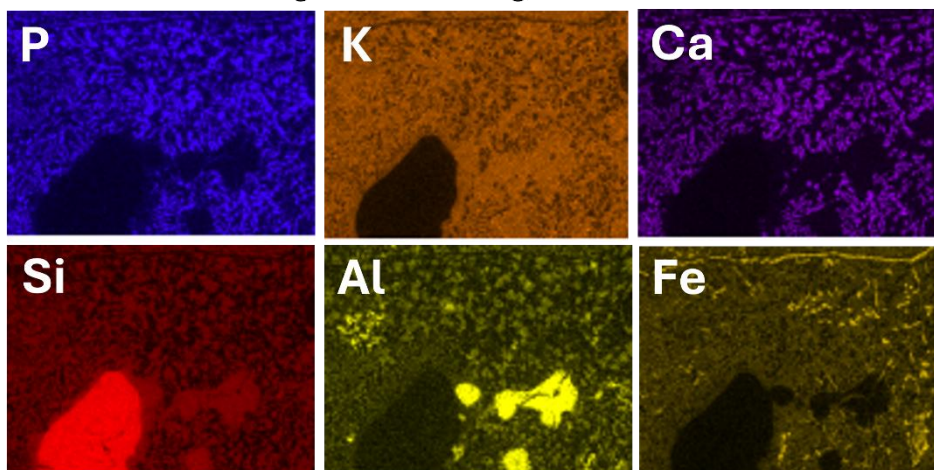
	Kornhalm	Kornhalm låg slaminblandning	Kornhalm hög slaminblandning	Rörflen	Rörflen låg slaminblandning	Rörflen hög slaminblandning
Askhalt (vikts-%)						
Askhalt	98,4	99,2	99,3	98,8	95,1	97,6
Elementanalys – askbildande huvudelement (vikts-% i bottenaska)						
K	10,21	6,47	6,34	10,16	6,75	6,45
Na	0,45	0,6	0,63	0,35	0,45	0,42
Ca	19,9	16,42	14,97	19,8	17,13	15,23
Mg	5,28	3,74	3,64	5,26	3,9	3,7
Al	1,39	2,11	2,19	1,38	2,2	2,23
Fe	1,64	10,01	10,7	1,63	10,44	10,89
Mn	2,23	1,38	1,28	2,22	1,44	1,3
Si	17,58	16,54	18,41	17,51	17,25	18,73
P	2,41	3,1	3,39	2,41	3,24	3,45
S	0,44	0,11	0,17	0,17	0,18	0,17
Cl	*	*	*	*	0,01	*
Elementanalys – spårelement (mg/kg bottenaska)						
As	13,4	3,32	5,66	13,4	3,46	5,76
Ba	2642	1784	1662	2632	1861	1691
Be	*	0,8	1,03	*	0,83	1,05
Cd	2,99	0,59	1,19	2,98	0,61	1,21
Co	7,42	8,46	7,89	7,39	8,82	8,02
Cr	1047	540	975	1043	563	992
Cu	151	126	129	151	131	131
Hg	*	*	*	*	*	*
Mo	10,6	3,9	4	10,5	4,07	4,07
Nb	2,64	3,17	3,43	2,63	3,3	3,49
Ni	32,8	35,5	35,7	32,7	37,0	36,3
Pb	10,8	5,67	14	10,7	5,91	14,2
Sc	1,41	2,52	1,82	1,41	2,63	1,85
Sr	943	629	590	939	656	600
V	13,6	34,3	37,7	13,4	35,8	38,3
Zn	665	342	359	662	357	365
Ti	569	1027	1219	567	1072	1241

\*) Under detektionsnivån

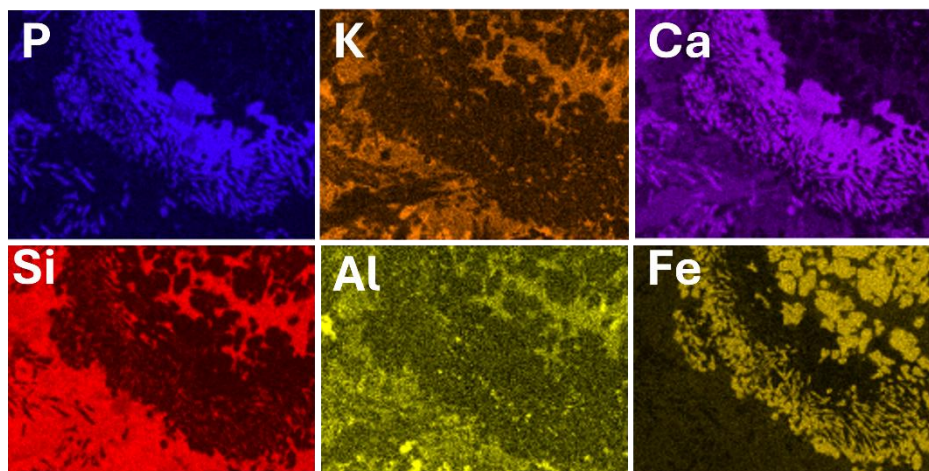
Fördjupad analys av relativ fördelning av grundämnen genomfördes med SEM-EDS för bottenaskorna, fördelat på respektive askstorleksfraktion. Liknande trender kunde ses både för kornhalm och rörflen, därför sammanfattas resultaten i figur 25 med en bild från hög slaminblandning från båda bränslena och för den mellanstora fraktionen. Figur 25 visar tydligt hur P och Si uppvisar en kompletterande grundämneskarta – där det är höga halter av P finns nästan inget Si, och tvärtom. Det tyder på att fosfater separeras från silikaterna som ofta är förknippade med slagningsproblematik. Vidare kan man se att K i högre grad finns i areor med lägre P, men behålls här i silikatmatrisen. Al och Si föreligger ofta tillsammans i diskreta punkter, vilket tyder på bildning av aluminosilikater. Ca följer fördelningen av P, vilket tyder på bildning av Ca-rika fosfater. Fe

återfinns i diskreta punkter, vilket kan tyda på bildning av järnoxider som hematit. Där Cr har tillräckligt höga halter för att detekteras med SEM-EDS ligger det tydligt korrelerat med Fe, vilket visar på att de höga Cr-halterna sannolikt hör till stålfragment.

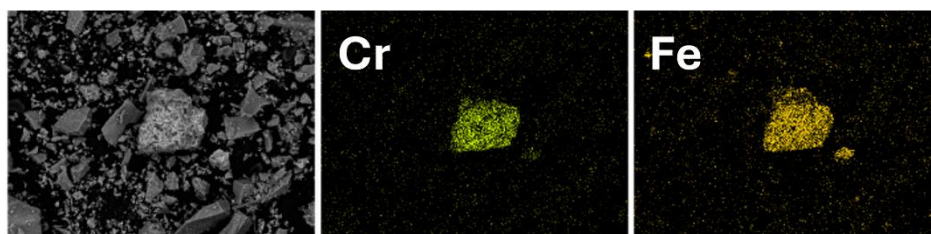
Kornhalm hög slaminblandning, mellanstor bottenaska



Rörflen hög slaminblandning, mellanstor bottenaska



Detekterbar halt Cr med SEM-EDS – samlokalisering med Fe



**Figur 25.** Sammanfattning av trender observerade med SEM-EDS med exempel från hög slaminblandning i stråbränsle.

De kristallina faserna förändrades vid olika inblandningsgrader av slam till respektive stråbränsle, se tabell 7. De fosfater som hittades var av typen whitlockite med fast lösning, där huvuddelen är kalciumfosfat men med

inblandning av andra grundämnen i kristallstrukturen. En generell formel kan anges som  $\text{Ca}_{(10-x,y,z)}(\text{K},\text{Na})_x(\text{Mg},\text{Fe(II)})_y(\text{Al},\text{Fe(III)})_z(\text{PO}_4)_7$  vilket täcker in ren whitlockite ( $\beta\text{-Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) samt relaterade strukturer som K- och Mg-substituerad whitlockite ( $\text{Ca}_9\text{KMg}(\text{PO}_4)_7$ ), merrillite ( $\text{Ca}_9\text{NaFe(II)}(\text{PO}_4)_7$ ) och en rad andra sammansättningar med en kristallstruktur i rymdgrupp 161. I det här sammanhanget är det viktigt att påpeka att inga rena järnfosfater eller aluminiumfosfater observerades. Totalt sett indikerar det kristallina innehållet att sammansättningen i de kristallina fosfaterna som identifierats tyder på en interaktion mellan askbildande grundämnen från både stråbränsle och slam, vilket var målet med samförbränningen.

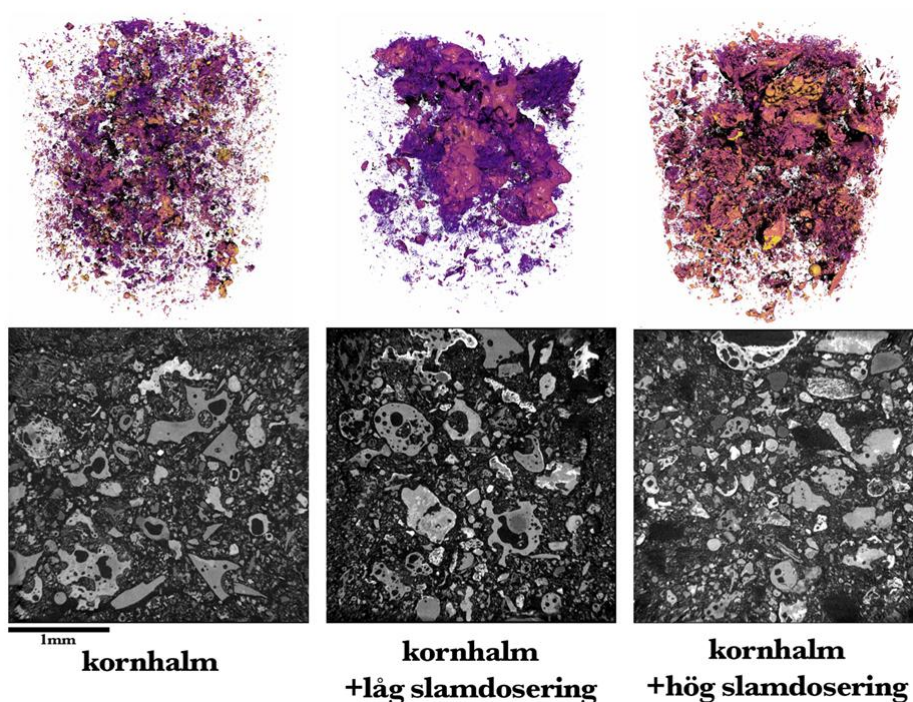
För kornhalm observerades redan vid låg inblandning en fördubbling av andelen fosfater i den kristallina delen av bottenaskorna. Det tydliga skiftet skedde även för rörflen, men först vid den högre inblandningsgraden. Det skedde ett tydligt skifte från rena silikater för ren kornhalm över till aluminiumsilikater vid sameldning i den kristallina andelen av askan. Sulfater och oxider kunde också identifieras, vilket ligger i linje med SEM-EDS-resultaten där exempelvis sulfaten  $\text{K}_2\text{Mg}(\text{SO}_4)_2$  och oxiden  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  återspeglar olika regioner som identifierats med SEM-EDS. XRD-resultaten kan enbart användas för att identifiera fördelning i de kristallina delarna av ett prov. Fördelningen mellan amorf och kristallin andel uppskattades och där såg man tydligt att bottenaskor som producerats av enbart stråbränslen hade en lägre andel kristallint innehåll. Vid inblandning av slam ökade den kristallina andelen särskilt i de mellanstora och stora askpartiklarna. Det tyder på att det bildats en viss mängd smälta som gett upphov till bildning av större askpartiklar och att det i smältan skett en mer effektiv transport av askbildande grundämnen för att kristallisera ut andra föreningar där fosfaterna har kristalliserat ut. Sammantaget påvisar resultaten från SEM-EDS- och XRD-analyserna att de kiseldominerade områdena i mellanstora och stora askpartiklar är mer amorfa och däremellan har mer stabila föreningar kristalliserat ut, vilket inkluderar de fosfater som observerats här.

**Tabell 7.** Klassificering av de kristallina faserna som identifierats i bottenaskor baserat på mineralogisk typ. Varje grupp innehåller något olika föreningar som funktion av den specifika asksammansättningen.

	Kornhalm	Kornhalm låg slaminblandning	Kornhalm hög slaminblandning	Rörflen	Rörflen låg slaminblandning	Rörflen hög slaminblandning
Andel av kristallina föreningar (vikts-%)						
Fosfat	12	27	30	24	26	38
Silikater	65	21	17	46	13	31
Aluminiumsilikat	11	36	39	19	47	24
Sulfat	9	12	3	6	4	1
Oxid	4	3	11	6	10	6
Karbonat	1	1	-	-	-	-

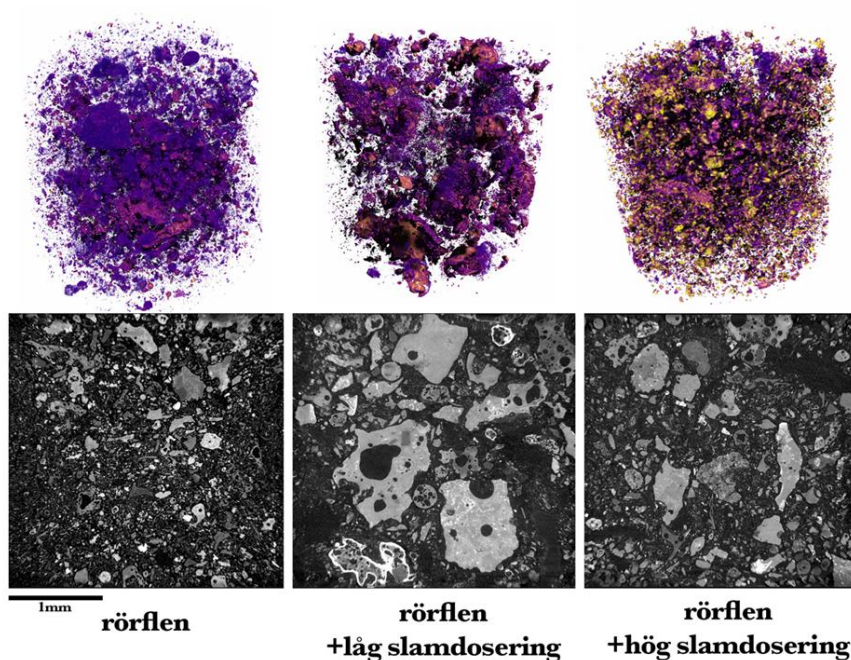
### 3.3.2 Porositet och karakteristik hos bildade porer/porstrukturer i bottenaskan.

Figur 26 visar motsvarande tvådimensionella (2D) snittbilder av askpartiklar från kornhalm efter förbränning i ren form samt vid samförbränning med olika inblandningsgrader av slam. Bilderna illustrerar den rumsliga porstrukturen och hur denna förändras med ökande slamtillsats.



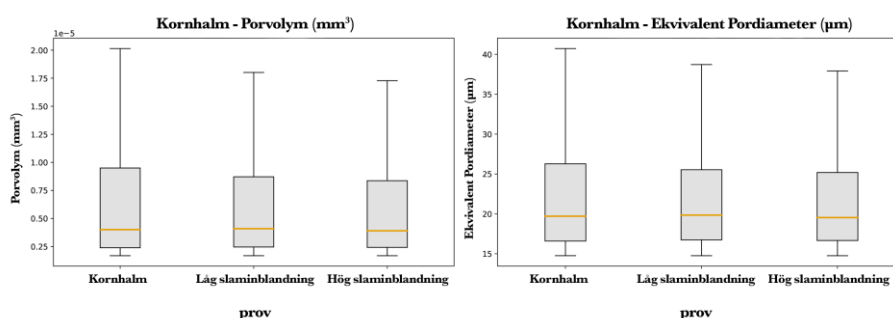
**Figur 26.** XMT 3D-visualiseringar och motsvarande 2D-snittsbilder av bottenaska från kornhalm i ren form samt vid samförbränning med olika inblandningsgrader av slam.

Figur 27 visar motsvarande 3D- och 2D-bilder för bottenaskan från rörflen i ren form samt vid samförbränning med olika inblandningsgrader av slam. Jämförelsen mellan figurerna möjliggör en visuell bedömning av både bränsleberoende skillnader och effekten av slam på porernas geometri och ytkomplexitet.



**Figur 27.** XMT 3D-visualiseringar och motsvarande 2D-snittbilder av bottenaska från rörfilen i ren form samt vid samförbränning med olika inblandningsgrader av slam.

Figur 28 sammanfattar de beräknade porparametrarna för bottenaska från kornhalm efter förbränning i ren form samt vid samförbränning med låg och hög inblandning av slam. Resultaten presenteras som boxplottar som visar fördelningarna av porvolym och ekvivalent sfärisk diameter (ESD). I samtliga boxplottar representerar den orangea linjen medianvärdet, boxarna anger interkvartilintervallet (25:e–75:e percentilen) och de övre och nedre linjerna ("whiskers") visar spridningen inom  $1,5 \times$  interkvartilavståndet, exklusive extremvärden.

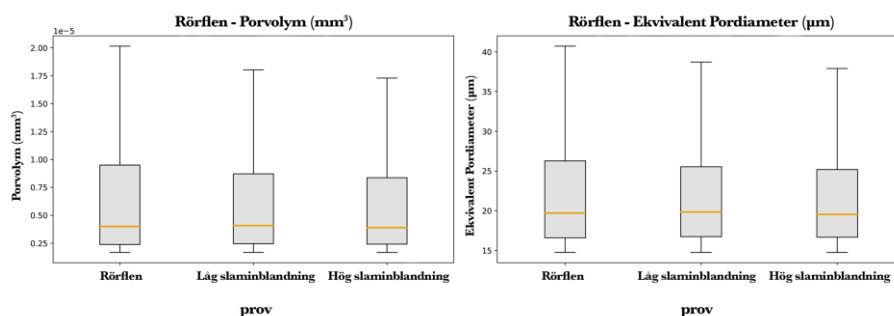


**Figur 28.** Boxplottar av beräknade porparametrar för bottenaska från kornhalm samt vid samförbränning med låg och hög inblandning av slam.

Fördelningarna av porvolym uppvisar jämförbara medianvärden för kornhalm-, kornhalm med låg respektive hög inblandning av slam, i storleksordningen  $10^{-5}$ - $10^{-4}$  mm<sup>3</sup>, medan spridningen i porvolym ökar med ökad slamtillsats, särskilt vid hög inblandning av slam. Detta indikerar en bredare variation i porstorlek snarare än en systematisk förskjutning mot större porer. I linje med detta uppvisar

den ekvivalenta sfäriska diametern (ESD) mycket liknande median- och medelvärden för samtliga fall, med medianer kring 20–25  $\mu\text{m}$  och tydligt överlappande fördelningar. Detta visar att den karakteristiska porstorleken i stort sett är opåverkad av slamtillsats. Resultaten indikerar att slamtillsats till kornhalm inte förändrar den primära porbildningsskalan under förbränningen.

Figur 29 sammanfattar de beräknade porparametrarna för bottenaska från rörflen efter förbränning i ren form samt vid samförbränning med låg och hög inblandning av slam. Resultaten presenteras även här som boxplottar som visar fördelningarna av porvolym och ekvivalent sfärisk diameter (ESD). I samtliga boxplottar representerar den orangea linjen medianvärdet, boxarna anger interkvartilintervallet (25:e–75:e percentilen) och de övre och nedre linjerna ("whiskers") visar spridningen inom  $1,5 \times$  interkvartilavståndet, exklusive extremvärden.



**Figur 29.** Boxplottar av beräknade porparametrar för bottenaska från rörflen samt vid samförbränning med låg och hög inblandning av slam.

För rörflen uppvisar porvolymerna jämförbara medianvärden mellan rörflen-, låg- och hög inblandning av slam, även här i storleksordningen  $10^{-5}$ - $10^{-4}$   $\text{mm}^3$ , men med en tydligare ökning i spridning redan vid låg inblandning jämfört med kornhalm. Vid hög inblandning framträder en ännu bredare porvolymfördelning, vilket indikerar en ökad variation i porernas geometri. Den ekvivalenta sfäriska diametern (ESD) visar, i likhet med kornhalm, starkt överlappande fördelningar mellan samtliga fall, med medianvärden kring 20-25  $\mu\text{m}$ . Detta visar att även för rörflen är den karakteristiska porstorleken i stort sett oberoende av slamtillsats, trots tydliga förändringar i porernas form och ytstruktur.

För kornhalm minskade den totala porositeten hos enskilda korn som innehöll porer systematiskt med ökande slamtillsats, från 40 vol.-% i den rena askan till 36 vol.-% vid låg slaminblandning och vidare till 29 vol.-% vid hög slam-inblandning. Ett liknande mönster observerades för rörflen, där porositeten minskade från 39 vol.-% hos de askpartiklar som innehöll porer till 33 vol.-% respektive 30 vol.-% vid låg respektive hög slam-inblandning.

### 3.3.3 Vattenlösliga huvud- och spårämnen i bottenaskorna

De vattenlösliga huvud- och spårämnena i samtliga bottenaskor, bestämda med hjälp av ett lakttest SS-EN 12457-2, sammanfattas i tabell 8. K, S och Ca förekom i höga halter i alla prover. Halterna av K varierade mellan 5 660 och 48 790

mg/kg, där bottenaskan från kornhalm med låg slaminblandning uppvisade den högsta koncentrationen, följt av referensprovet med 32 358 mg/kg som bestod av en bottenaska producerad från förbränningsförsök med endast stamvedsflis, medan rörflen med hög slaminblandning hade de lägsta nivåerna. Ca-halterna varierade kraftigt, från 213 till 4 254 mg/kg; rörflensaskan hade de högsta Ca-halterna, medan kornhalmsaskan hade de lägsta. För S uppmättes koncentrationer mellan 1 056 och 4 473 mg/kg, där bottenaskan från kornhalm med låg slaminblandning återigen visade den högsta halten och bottenaskan från rörflen med låg slaminblandning den lägsta.

Halterna av Na var också relativt höga och varierade mellan 129 och 1675 mg/kg. Däremot var halterna av andra näringsämnen, såsom Mg och P, generellt låga. Mg låg under detektionsgränsen i samtliga bottenaskor, medan P varierade mellan 0,55 och 1,39 mg/kg och påvisades i alla kornhalmsaskor samt i askan från kornhalm.

Bland tungmetaller förekom Cr i betydande halter, mellan 12,9 och 124,33 mg/kg. Halterna av As var relativt låga i alla bottenaskor och varierade mellan 0,147 och 0,6 mg/kg. Cd var inte detekterbart i några prover förutom i bottenaskan från kornhalm. Övriga tungmetaller såsom Pb, Mn, Ni, Fe och Se låg under detektionsgränsen i samtliga prover, medan Zn endast påvisades i referensaskan. pH-värdena var genomgående alkaliska och översteg 12 i alla prover.

**Tabell 8.** Vattenlösliga ämnen i bottenaskor (mg/kg) (SS-EN 12457-2). Värdena uttrycks som medelvärden ± standardavvikelsen (n = 3), < - under instrumentets detektionsgräns, \* detekterbart värde endast i ett replikat.

	Stamvedsflis (referensprov)	Kornhalm	Kornhalm hög slaminblandning	Kornhalm låg slaminblandning	Rörflen	Rörflen hög slaminblandning	Rörflen låg slaminblandning
Al	0,403 ± 0,009	42,14 ± 0,39	119,8 ± 3,6	195,8 ± 8,7	0,47 ± 0,04	40,19 ± 3,50	52,1 ± 1,8
As	0,183 ± 0,055	0,49 ± 0,02	0,29 ± 0,11	0,147 ± 0,052	0,32 ± 0	0,6 ± 0,1	0,337 ± 0,022
Ba	4,713 ± 0,37	0,427 ± 0,035	1,687 ± 0,033	1,003 ± 0,052	4,085 ± 0,005	3,887 ± 0,072	2,34 ± 0,04
Ca	2936 ± 35	213,8 ± 9,4	231,7 ± 3,6	228,9 ± 4,9	4254 ± 52	908,8 ± 7,6	589,7 ± 23,8
Cd	<0,0002	0,007 ± 0,003	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Co	0,01 ± 0	<0,005	<0,005	<0,005	0,005 ± 0,005	0,007 ± 0,003	0,01 ± 0,01
Cr	57,65 ± 2,72	61,09 ± 4,55	65,98 ± 10,37	12,97 ± 0,56	72,84 ± 10,60	124,33 ± 6,00	84,77 ± 9,50
Cu	0,053 ± 0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,1 ± 0	<0,003	<0,003
Fe	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
K	32358 ± 633	16820 ± 400	13064 ± 1032	33983 ± 3356	20328 ± 205	5663 ± 88,57	5491 ± 116
Mg	<0,032	<0,032	<0,032	<0,032	<0,032	<0,032	<0,032
Mn	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Na	868,6 ± 25	485,1 ± 10,5	523,3 ± 6,2	1674,9 ± 42,2	443,8 ± 3,4	140,7 ± 5,9	129,8 ± 3,4
Ni	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014	<0,014
P	<0,001	1,39 ± 0,09	0,67 ± 0,02	1,27 ± 0,06	0,55*	<0,001	<0,001
Pb	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007
S	1432 ± 156	2922 ± 23	2448 ± 68	4473 ± 48	1366 ± 21	1451 ± 24	1056 ± 23
Sb	1,027 ± 0,048	1,20 ± 0,08	1,173 ± 0,175	0,22 ± 0,05	1,21 ± 0,18	2,313 ± 0,102	1,577 ± 0,145
Se	<0,102	<0,102	<0,102	<0,102	<0,102	<0,102	<0,102
V	<0,001	0,21 ± 0,01	0,273 ± 0,009	0,787 ± 0,023	<0,001	0,03 ± 0,01	0,123 ± 0,003
Zn	0,847 ± 0,290	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006

### 3.3.4 Växttillgängliga näringsämnen

Tabell 9 visar koncentrationerna av växttillgängliga näringsämnen (P, K, Na, Ca och Mg) i samtliga bottenaskor, bestämda med hjälp av ett laktest SS 0283 10. Koncentrationerna av tillgängliga ämnen var generellt högre än de som uppmättes vid vattenlakning.

Halterna av växttillgänglig P varierade kraftigt mellan de olika bottenaskorna. Referensprovet som bestod av en bottenaska producerad från förbränningsförsök med endast stamvedsflis i rosteranläggningen i Lycksele uppvisade en mycket låg P-halt (37 mg/kg) jämfört med samtliga övriga askor. Bland kornhalm-askorna med och utan inblandning av slam varierade P-koncentrationerna mellan 3 830 och 6 120 mg/kg, där bottenaskan producerad från försök med hög slam-inblandning uppvisade den högsta halten. De högsta P-halterna återfanns i båda rörlensslambottenaskorna, med mycket höga koncentrationer på 26 290 respektive 24 750 mg/kg, vilket är flera gånger högre än i både kornhalm-askorna och bottenaskan från rörflen, som uppvisar en P-halt på 2 070 mg/kg. Sammantaget indikerar resultaten att askor från rörlensslam utgör den mest fosforrika fraktionen ur ett växttillgänglighetsperspektiv enligt SS 0283 10.

Mg påvisades i alla prover utom i referensbottenaskprovet. Bland de två uppsättningarna av bottenaskprover från kornhalm och rörflen uppvisade proverna med låg slamhalt de högsta Mg-koncentrationerna. Samtliga bottenaskor visade avsevärt högre K-koncentrationer i förhållande till övriga ämnen. Med undantag för referensaskan hade kornhalmaskan den högsta halten av tillgängligt K, med ett maximum på 42 710 mg/kg. Vidare var halterna av tillgängligt Na markant högre i kornhalmaskorna, i intervallet 600–1 130 mg/kg, medan rörlensaskorna uppvisade betydligt lägre Na-halter, mellan 44 och 60 mg/kg.

**Tabell 9.** Halter av växttillgängliga näringsämnen i askor (mg/kg) enligt laktestet (SS 0283 10).

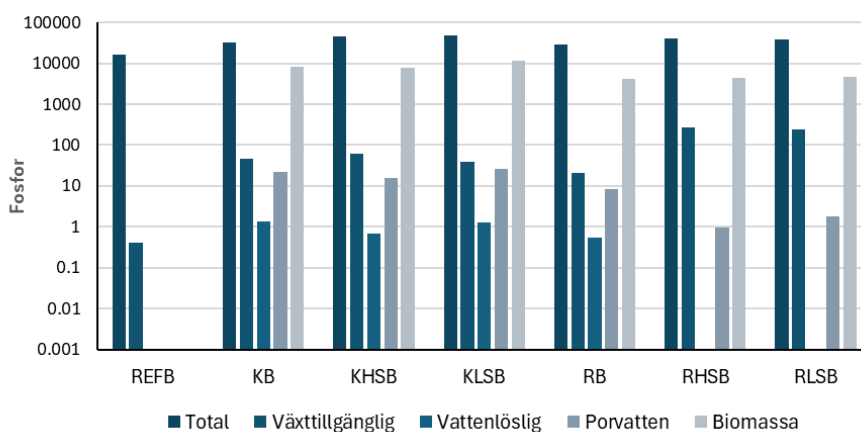
	Stamvedsflis (referensprov)	Kornhalm	Kornhalm med hög slam-inblandning	Kornhalm med låg slam-inblandning	Rörflen	Rörflen med hög slam-inblandning	Rörflen med låg slam-inblandning
P	37	4710	6120	3830	2070	26 290	24 750
K	49 890	42 710	25 250	40 630	28 080	12 760	10 860
Na	890	600	1040	1130	570	600	440
Ca	11 810	2280	3100	2820	3250	3230	3670
Mg	0	340	360	370	300	430	470

### 3.3.5 Skillnader i fosforhalter mellan de olika extraktionsmetoderna och bottenaskproverna

Resultaten i figur 30 visar tydliga skillnader i fosforhalter mellan de olika extraktionsmetoderna och bottenaskproverna. Den totala P-halten varierade mellan cirka 16 400 och 47 200 mg/kg, där de högsta halterna uppmättes i de producerade bottenaskorna från kornhalmaskorna med hög- och låg slam-inblandning. Den växttillgängliga fosfor enligt metod SS 0283 10 utgjorde endast en liten andel av den totala fosfor men varierade kraftigt mellan

proverna. Referensbottenaskan (stamvedsflisaska) uppvisade mycket låg växttillgänglig P (0,4 mg/kg), medan bottenaskorna från rörflen med hög och låg slamblandning hade avsevärt högre halter, 262,9 respektive 247,5 mg/kg, vilket indikerar en hög potential för P-frisättning enligt ammoniumlaktatextraktionen. Kornhalmsbottenaskorna uppvisade intermediära nivåer av växttillgänglig P (38,3–61,2 mg/kg).

Den vattenlösliga fosfor var genomgående mycket låg i samtliga bottenaskor ( $\leq 1,39$  mg/kg), med detektionsgränsnära värden i båda bottenaskorna producerade från rörflen med slamblandning, vilket tyder på begränsad omedelbar P-lakning till vattenfasen. Fosforhalterna i porvatten (mg/l) visade däremot större variation och var högst i kornhalmsaskorna, särskilt i kornhalmsaskan utan och med låg slamblandning, medan rörflensslamaskorna uppvisade mycket låga porvattenhalter trots deras höga växttillgängliga P enligt SS 0283 10. Biomassadata visar att högsta upptag av P återfanns i behandlingar med kornhalmsaskor, särskilt den med låg slamblandning, vilket antyder att fosfors växttillgänglighet och upptag inte enbart styrs av totalt eller extraerbar P, utan även av dess kemiska form och frisättningsdynamik i markmiljön.



**Figur 30.** Total, växttillgänglig och löslig fosfor i bottenaskor (mg/kg), fosforhalter i porvatten (mg/L) i jord gödslad med stamvedsflisaska (REFB), kornhalmsaska (KB), kornhalm hög slamblandningsaska (KHSB), kornhalm låg slamblandningsaska (KLSB), rörflensaska (RB), rörflen hög slamblandningsaska (RHSB) och rörflen låg slamblandningsaska (RLSB) samt fosforhalt i odlad växtbiomassa (mg/kg).

### 3.3.6 Växtförsök

Växtförsök med dvärgbönor visade tydliga skillnader i tillväxt av plantor mellan behandlingarna, mätt som färskvikt, torrsvikt och bladyta efter 30 dagars odling (tabell 10). Kontrollbehandlingen, som endast erhöll kvävegödsling, uppvisade genomgående de lägsta värdena för samtliga parametrar, vilket indikerar fosforbegränsad tillväxt. Den ogödslade blanken uppvisade högre värden än kontrollen, särskilt för färskvikt och bladyta, men generellt lägre än de flesta fosfortillförda behandlingar.

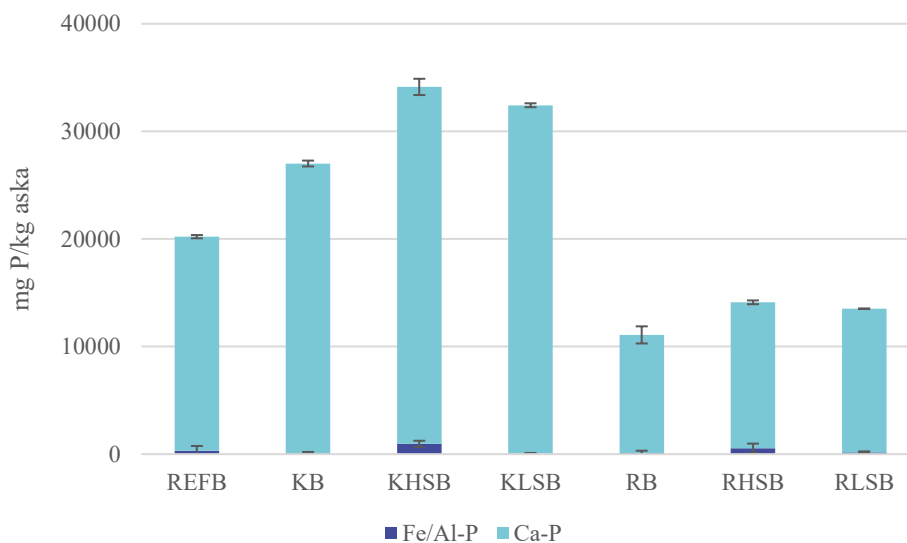
Tillsats av bottenaskor baserad på tillgängligt P resulterade i en tydlig ökning av växtbiomassa jämfört med både kontroll och jord med trippelsuperfosfat (TSP) för de flesta bottenaskorna. De högsta färskvikterna observerades i behandlingarna med kornhalsaskor med och utan slaminblandning, vilka uppvisade genomsnittliga färskvikter kring 9,2–9,4 g. Samma behandlingar gav även relativt höga torr vikter, särskilt kornhalm med hög slaminblandning, som uppvisade den högsta torr vikten (1,17 g). Bottenaskan från rörflen utan slaminblandning resulterade också i hög biomassa, med en torr vikt på 0,98 g och en stor bladyta (146 cm<sup>2</sup>), jämförbar med kornhalsaskorna.

**Tabell 10.** Färskvikt, torr vikt och bladyta hos plantor odlade i jord gödslad med bottenaska jämfört med ogödslad jord (blank), jord gödslad enbart med kväve (kontroll) samt kommersiell gödsel (trippelsuperfosfat).

	Färskvikt (g) medel	Standard-avvikelse	Torr vikt (g) medel	Standard-avvikelse	Bladyta (cm <sup>2</sup> )
Blank (ogödslad)	7,76	1,04	0,70	0,20	110
Kontroll (med N)	3,27	0,35	0,41	0,20	63
TSP (trippelsuperfosfat)	6,72	0,40	0,53	0,11	97
Bottenaskor					
Kornhalm	9,18	0,35	0,90	0,12	130
Kornhalm hög slaminblandning	9,36	2,17	1,17	0,35	168
Kornhalm låg slaminblandning	9,37	0,42	0,61	0,34	119
Rörflen	8,80	0,90	0,98	0,17	146
Rörflen hög slaminblandning	7,71	0,59	0,75	0,17	116
Rörflen låg slaminblandning	5,21	1,74	0,29	0,15	137

### 3.3.7 Bedömd möjlighet att behandla bottenaskan med MOPS-teknologi i större skala

Undersökning av fosforspeciering i de olika bottenaskorna visar att den totala halten av oorganisk extraherbar P ökar med inblandningsgraden av slam, vilket kan ses i figur 31. Fördelningen mellan P associerat till Ca och Al/Fe visar att Ca är den dominerande motjonen i alla prover, men att andelen P bundet till Al eller Fe ökar med ökad inblandning av slam. Detta är möjligen en effekt av en minskning i förbränningens effektivitet vid hög halt av slam, vilket ger en mindre fullständig fasomvandling av fosfor [51, 52]. Resultaten visar också att högst fosforhalter återfinns för de bottenaskor där kornhalm eldats, vilket stämmer väl överens med totalhalterna redovisade i tabell 6.



**Figur 31.** Andel fosfor bundet till Fe/Al och Ca i bottenaska (stamvedsflisaska (REFB), kornhalmsaska (KB), kornhalm hög slaminblandningsaska (KHSB), kornhalm låg slaminblandningsaska (KLSB), rörlensaska (RB), rörlfen hög slaminblandningsaska (RHSB) och rörlfen låg slaminblandningsaska (RLSB)), uttryckt som mg P/kg aska. Angivna värden är medelvärden (n=2), felstaplarna indikerar de beräknade standardavvikelseerna.

Baserat på ovanstående resultat utfördes försök i större skala för att få en uppfattning om bottenaskornas beteende i en fullskalig MOPS-process. I dessa försök lakades askorna med 1 M HCl för att gynna utlakning av Ca-P. Totala halter av extraherade element i de båda stegen (syra samt efterföljande sköljning med vatten) från de olika askorna, redovisade som mg/kg aska, anges i tabell 11.

Som synes i tabell 11 extraherades inget detekterbar fosfor från referensaskan, och enbart väldigt små mängder från de rena stråaskorna (kornhalms- och rörlensaskan), vilket skiljer sig från resultaten från labbskala där betydande mängder P extraherades från såväl referens- som kornhalms- och rörlensaskan. Mängden extraherbar P ökade med inblandningsgraden av slam för både kornhalm och rörlfen. En trolig anledning till den lägre effektiviteten i större skala är skillnaden i förhållandet mellan fast prov och vätska, ofta benämnt som L/S-förhållande. I laboratorieförsöken användes ett L/S på 100, medan motsvarande i de uppskalade försöken var 5 för syralakningen, samt 7 för den efterföljande sköljningen. Trots den lägre effektiviteten frisläpps betydligt mer P i den uppskalade processen jämfört med de växttillgängliga nivåerna redovisade i tabell 9.

**Tabell 11.** Totala halter extraherade element från uppskalad lakning av de olika bottenaskorna, angivna som mg/kg aska. B.D. indikerar halter under detektionsgränsen.

	Stamveds- flis (referens)	Kornhalm	Kornhalm hög slamin- blandning	Kornhalm låg slamin- blandning	Rörflen	Rörflen hög slamin- blandning	Rörflen låg slamin- blandning
P	B.D.	14	1 762	1 460	5	1 686	1 532
Al	380	5 290	7 642	1 905	1 678	2 573	3 367
Ca	13 920	50 104	56 971	61 040	91 750	51 870	156 486
K	14 930	23 828	30 900	69 320	84 500	53 365	96 557
Fe	B.D.	15	485	B.D.	B.D.	B.D.	B.D.
Mg	259	8 018	9 263	8 636	2 633	7 675	13 481
Mn	4	2 100	3 002	970	510	829	2 581
S	600	2 745	5 875	2 420	2 917	2 980	4 958
Si	86	12 866	14 399	983	387	8 430	940
Cr	13	244	209	56	55	60	70
Cu	3	31	28	15	5	22	18
Ni	12	64	78	72	33	98	111
Zn	B.D.	315	286	B.D.	B.D.	20	B.D.
Pb	B.D.	B.D.	2	2	B.D.	B.D.	2

Från resultaten i tabell 11 är det även tydligt att alla bottenaskor i studien likar betydande halter av Ca, Mg och S, vilket var förväntat givet de ingående materialerna. Endast mindre mängder spårämnen extraherades ur de flesta av askfraktionerna, med två undantag. Aska från kornhalm utan inblandning av slam samt kornhalm med hög inblandningsgrad av slam gav upphov till märkbart högre halter av extraherbart Zn och Cr jämfört med de andra askorna. Dessa två askor skiljer sig även från övriga med avseende på flera andra ämnen, mest framträdande är de höga halterna av Al och Si samt detekterbara halter av Fe, vilket inte återfinns i något av de andra materialerna. En trolig anledning till detta är att väldigt små partiklar (<0,45 µm) passerade filtreringssteget i provupparbetningen och därmed påverkade analysen. Detta kan också vara en möjlig anledning till de oväntat höga halterna av Ca, K och Mg som extraherades från bottenaskan efter förbränning med rörflen med låg slaminblandning. Tvättprocessen som använts är i många avseenden att betrakta som extrem då den innefattar såväl intensiv nötning med stark syra som en intensiv högtryckstvätt. Detta sammantaget medför att en stor del av askpartiklarna sönderfaller och bildar ett mer finkornigt material, där de minsta partiklarna är svåra att avskilja från vätskefasen. Denna typ av observation är kritisk för designen av en fullskalig process eftersom den ställer krav på efterföljande hantering av vattenfasen. Om membranteknik ska användas för slutlig rening av vattnet måste en god partikelavskiljning säkerställas för att undvika problem med igensättning av filtren. De små mängder metaller som inte föreligger som partiklar måste tas i beaktande vid design av vidare hantering av vattnet för att säkerställa kvaliteten hos den slutliga fosforprodukten. Denna studie har inte inkluderat några praktiska försök i vattenbehandlingen, men modellering med VisualMinteq 4.0 indikerar att separation mellan de lösta metallerna och fosfor kan fås genom justering av pH. En höjning av pH till 7–8 medför att fosfor faller ut som olika kalciumfosfater, medan metallerna stannar i lösning.

### 3.4 AP 4 Utvärdering av bränslevärdekedjan - miljörättsligt, växthusgasprestanda, teknoekonomi

#### 3.4.1 Miljörättslig utvärdering av värdekedjan

Ur ett miljörättsligt perspektiv kan tre distinkta steg av värdekedjan identifieras: (1) brikettering, (2) förbränning och (3) askhantering.

All industriell förbränning, vare sig det rör sig om förbränning av avloppsslam eller jungfruliga bränslen, utgör vanligtvis miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken. Därtill räknas även hanteringen av avloppsslammet – ett avfall – som miljöfarlig verksamhet. De här typerna av miljöfarlig verksamhet kräver i regel tillstånd från en miljöprövningsdelegation (MPD – placerad vid länsstyrelse) för att få bedrivas. Även hanteringen av askan från förbränningen kommer sannolikt att kräva myndighetskontroll. Detta beror i stort på huruvida askan kategoriseras som avfall eller ej.

##### *Brikettering*

Avloppsslam är en restprodukt som uppstår vid rening av avloppsvatten. Avloppsslam klassas typiskt sett som avfall (t.ex. av EU-domstolen), vilket innebär att hantering av slammet kräver tillstånd. Den som avser att *kommersiellt* brikettera avloppsslam tillsammans med ett jungfruligt bränsle behöver därför antingen anmäla verksamheten till kommunen (om den utgör en så kallad C-verksamhet (29:70 Miljöprövningsförordningen (2013:251) (hädanefter MPF)), eller ansöka om tillstånd för verksamheten (B-verksamhet, 29:69 MPF). Ägaren av avloppsslammet (sannolikt reningsverket) måste säkerställa att mottagaren (briketteraren) har de nödvändiga tillstånden (eller att anmälan gjorts) (5:18 Avfallsförordningen (2020:614) (hädanefter AF)). Mer om detta under *Askhantering* nedan.

När avloppsslammet väl blandas med något annat (till exempel ett stråbränsle) kommer hela blandningen att kategoriseras som avfall. EU-domstolen har nämligen fastställt att även små mängder avfall som blandas med något annat innebär att blandningen i sin helhet utgör avfall (Mål C-629/19 Sappi). Klassificeringen som avfall får konsekvenser för efterföljande förbränning.

##### *Förbränning*

Eftersom briketten kommer att utgöra ett avfall kräver en lagenlig förbränning i befintlig förbränningsinfrastruktur *antingen* att briketten genomgår ett så kallat 'end of waste'-förfarande genom vilket briketten upphör att vara avfall och blir ett jungfruligt bränsle, *eller* att tillstånd för avfalls- eller samförbränning för de befintliga förbränningspannorna erhålls. Huruvida briketterna endast används som bränsle intermittent är ovidkommande då all avfallsförbränning på industriell skala kräver tillstånd av antingen mark- och miljödomstolen (29:10 MPF) eller miljöprövningsdelegationen (29:11-16 MPF). Om mängden icke-farligt avfall som förbränns uppgår till högst 50 ton per kalenderår räcker det dock att verksamheten anmäls till kommunens miljönämnd (29:16 MPF).

Oavsett tillstånds- eller anmälningskrav gäller andra regler för avfalls- och samförbränning än för förbränning av jungfruliga bränslen. Även vilka BAT-slutsatser som ska tillämpas skiljer sig åt (stora förbränningsanläggningar (LCP-BREF) eller avfallsförbränning (WI-BREF)). Vilken BAT-slutsats som ska användas måste avgöras från fall till fall med utgångspunkt i anläggningens huvudsyfte. Om anläggningen uppfyller kraven för en avfallsförbränningsanläggning enligt bilaga IV till industriutsläppsdirektivet 2010/75/EU (hädanefter industriutsläppsdirektivet) ska BAT-slutsatserna för avfallsförbränning tillämpas. Avgörande är alltså inte om anläggningen är tillstånds- eller anmälningspliktig som avfallsförbränning i Sverige, utan om den faller in under definitionen i industriutsläppsdirektivet. Enkelt förklarat betyder det att vid samförbränning i mindre omfattning i en LCP-anläggning där den minsta tillförda effekten är 50 MW (se bilaga I industriutsläppsdirektivet) ska BAT-slutsatserna för jungfrulig förbränning tillämpas. I alla andra fall ska BAT-slutsatserna för avfallsförbränning tillämpas (artikel 3 industriutsläppsdirektivet).

End-of-waste regleras i 15 kap. 9a § Miljöbalken; en bestämmelse som i huvudsak motsvarar artikel 6(1) i avfallsdirektivet (2008/98/EG) (hädanefter WFD, Eng: Waste Framework Directive). För att briketten ska upphöra att vara avfall krävs det enligt bestämmelsen att briketten först genomgår ett återvinningsförfarande samt att innehavaren kan visa att (1) det finns ett användningsområde för briketten; (2) det finns en marknad eller efterfrågan för briketten; (3) den avsedda användningen är laglig; och till sist, (4) den avsedda användningen inte medför några allmänt negativa följder för människors hälsa eller miljö.

Vad gäller återvinning är kravet relativt lågt ställt. EU-kommissionen anger t.ex. i en vägledning till avfallsdirektivet att en återvinningsåtgärd kan vara något så enkelt som att inspektera huruvida ett föremål fungerar. Ett typiskt exempel på en återvinningsåtgärd i förbränningsssammanhang är flisning av spillträ till ett lämpligt bränsle. EU-domstolen har dock förtydligat att resultatet av åtgärden, för att räknas som en återvinningsåtgärd, måste utgöra ett ämne eller en substans som lämpligen kan användas för det avsedda ändamålet. Eftersom samförbränning av detta slag medför positiva processegenskaper (se resultat från kapitel 3.2) bör framställandet av en brikett kunna ses som en återvinningsåtgärd enligt 15 kap. 9a § Miljöbalken. I och med att briketten ska användas för energitillförsel finns det ett tydligt användningsområde. Huruvida det finns en marknad eller efterfrågan är dock oklart och kräver ytterst att processen börjar tillämpas i praktiken. I enskilda fall kan det dock vara möjligt att styrka efterfrågan genom exempelvis ett köpeavtal.

För att uppfylla det tredje kravet måste den tilltänkta användningen—i det här fallet förbränning av briketten för energi—vara laglig. Det betyder att förbränning av briketten måste uppfylla krav på förbränning av jungfruliga bränslen. En mer djupgående analys av detta är publicerad i en avhandling författad delvis inom ramen för projektet, men kortfattat kan det konstateras att vid de

förbränningsförsök som genomförts inom ramen för projektet faller förbränning av slam- och rörfbensbriketter inom gränsvärdena för jungfruliga bränslen; se Johansson 2024 [53]. Det kan tilläggas att gränsvärdena för förbränning av jungfruliga bränslen är mer tillåtande än gränsvärdena för motsvarande avfallsförbränning. Det betyder att ett avfall i detta fall upphör att vara avfall inom mer generösa gränsvärden. Om det är lagligt att förbränna briketten som avfall, kommer det alltså att vara lagligt att förbränna den som ett jungfruligt bränsle i och med att kraven inte är lika strikta för jungfruliga bränslen.

Slutligen, att fastställa om den tilltänkta användningen, enligt krav (4), inte medför några allmänt negativa konsekvenser för människors hälsa eller miljö är en komplicerad bedömning där många olika faktorer måste beaktas. I huvudsak handlar det om att fastställa att det åtminstone inte är skadligare att förbränna briketten som ett jungfruligt bränsle än som ett avfall. Faktorer som ska beaktas är t.ex. att briketten ersätter (substituerar) ett annat bränsle samt att avfallet inte behöver hanteras på något annat sätt, exempelvis genom deponering. En annan aspekt är transportavstånd; i och med att projektet har haft som målsättning att utvärdera lokala kretslopp bör detta tas med i bedömningen.

I samband med förbränning bör det poängteras att gränsvärdena inte utgår från bränslets faktiska egenskaper, utan från dess ursprung. Som illustrerat ovan är det olika krav beroende på om briketten förbränns som avfall eller inte. Brikettens faktiska innehåll och sammansättning spelar mindre roll för vilket regelverk som ska tillämpas. Exempelvis tillåter industriutsläppsdirektivet upp till  $400 \text{ mg/Nm}^3$  svaveldioxid i rökgaser vid förbränning av jungfruliga bränslen. Samma siffra är högst  $50 \text{ mg/Nm}^3$  vid avfallsförbränning. Detta bygger på antagandet att förbränning av avfall typiskt sett är farligare än förbränning av ett jungfruligt bränsle. I sig är det en logisk utgångspunkt i och med att avfall ofta är mer eller mindre förorenat t.ex. genom sammanblandning med andra ämnen och substanser. Det finns dock anledning att ifrågasätta dels varför gränsvärdet är mer tillåtande för ett jungfruligt bränsle, dels varför gränsvärdet baseras på ursprung i stället för vilka föroreningar som faktiskt uppstår vid förbränning.

#### *Askhantering*

Även spridningen av den, efter förbränning, efterföljande askan medför avfallsrättslig problematik. Typiskt sett är askan att betrakta som avfall då den i juridisk mening utgör en restprodukt som uppstår vid produktionen av något annat (energi). Detta gör det besvärligare att saluföra askan som ett gödselmedel i och med att överlåtaren (den som producerat askan) måste säkerställa att mottagaren har de tillstånd som krävs för att omhänderta avfall (5:18 AF). Kravet på mottagarkontroll gäller oavsett om åtgärden kräver tillstånd eller inte samt för all överlåtelse av avfall som uppstår vid yrkesmässig verksamhet. Syftet är att säkerställa att regelverket efterlevs och huvudsaken är att överlåtaren kontrollerar huruvida mottagaren behöver eller har tillstånd. Ett viktigt undantag är att kravet inte gäller för kommunen eller av kommunen anlitate entreprenörer (5:18 3 st. AF).

Enligt avfallsdirektivet (2008/98/EG) måste medlemsstaterna inom EU, däribland Sverige, enligt huvudregeln inrätta ett system för tillståndsplikt avseende alla typer av avfallsverksamhet. Direktivet tillåter dock att medlemsstaterna undantar vissa typer av verksamhet från tillståndskravet, däribland återvinningsverksamheter. Spridning av avloppsslam eller aska (båda är avfall) som gödselmedel är en form av återvinning där avfallet ersätter jungfrulig gödsel och som i Sverige inte omfattas av tillståndsplikt.

Om slammet ska användas som gödselmedel utan någon termisk behandling (såsom förbränning) regleras gödningen i Naturvårdsverkets slamföreskrift (SNFS 1994:2) och Jordbruksverkets föreskrifter om växtnäring i jordbruk (SJVFS 2004:62). Om askan från förbränning av slammet i stället ska användas som gödselmedel finns det ingen föreskrift som omfattar just gödning med aska. Gödningen omfattas då enbart av förordningen om vissa kemiska produkter (1998:944). Spridningen omfattas heller inte av Jordbruksverkets föreskrifter om växtnäring i jordbruk (SJVFS 2004:62) eftersom den endast omfattar organiska gödselmedel. I båda fallen måste verksamheten vara förenlig med de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken och miljöriskerna måste därför vägas mot näringstillförseln i varje enskilt fall.

De allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. Miljöbalken ställer krav på miljöhänsyn i samband med alla verksamheter och åtgärder som kan medföra negativ miljöpåverkan. Bestämmelserna innefattar t.ex. krav på kunskap (2 §), försiktighet (3 §), produktsubstitution (4 §) och resurshushållning (5 §). Såväl kravet om bästa möjliga teknik (BAT) som försiktighetsprincipen och principen om att förorenaren betalar är kodifierade i 2 kap. MB.

En viktig skillnad mellan spridning av slam och spridning av askan är att det saknas uttryckliga gränsvärden för spridning av aska i jordbruk. För avloppsslam finns tydliga, förvisso ålderstigna, gränsvärden i Naturvårdsverkets slamföreskrift (avseende exempelvis förekomsten av tungmetaller såsom Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni och Zn. Några motsvarande gränsvärden finns alltså inte för spridning av aska, där den acceptabla förekomsten av tungmetaller i stället måste fastställas från fall till fall utifrån miljöbalkens bestämmelser. Jordbruksverket rekommenderar dock att gränsvärdena för slamspridning används som utgångspunkt även för askspridning [54]. Detta bör emellertid göras med stor försiktighet då gränsvärdena i föreskriften baseras på ett EU-direktiv framtaget under 1980-talet som redan vid 2010-talets början ansågs föråldrat [53, 55, 56]. Här bör också noteras att merparten av slamspridningen i Sverige sker i enlighet med det frivilliga certifieringssystemet Revaq, som innefattar strängare gränsvärden än slamföreskriften. Det är alltså osannolikt att en tillämpning av de allmänna hänsynsreglerna i ett enskilt fall skulle medföra så tillåtande gränsvärden som de som gäller för slam.

Om askan ska marknadsföras som en CE-produkt gäller i stället kraven i EU:s gödsel förordning (2019/1009). Förordningen innehåller tydliga gränsvärden, bland annat för tungmetaller (se Johansson 2024 för vidare diskussion kring

gödsel­förordningen). Här bör dock poängteras att det inte föreligger något krav på att saluföra eller sprida askan som en CE-produkt – certifieringen är frivillig – och givet att en kommun eller ett förbränningsverk arbetar med återkommande parter är certifieringen sannolikt överflödig. Den behövs främst om askan ska marknadsföras på den öppna marknaden. Däremot bör lämpligen förordningens bestämmelser ligga till grund för att fastställa om spridningen är förenlig med de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken, på samma sätt som Jordbruksverket har rekommenderat att slamföreskriften bör beaktas.

### *Diskussion*

Regelverk kan både utgöra hinder och skapa möjliggörande förutsättningar. Under projektets workshops har ett återkommande problem lyfts: de nuvarande avsättningsmöjligheterna för slam är ofta för billiga, vilket gör alternativa avsättningsområden mindre konkurrenskraftiga. Prissättningen påverkas förstås av flera faktorer (se kommande avsnitt 3.4.2: teknoekonomiskt perspektiv), men regelverket spelar en betydande roll eftersom det ytterst är lagstiftningen som avgör vilka materiella förutsättningar och villkor som gäller för olika avsättningsalternativ.

Ett centralt exempel rör bedömningen av 'end-of-waste', det vill säga när avloppsslammet eller briketten upphör att klassas som avfall. Bedömningen måste göras i varje enskilt fall och omfattar även subjektiva moment, såsom om det finns en faktisk marknad eller efterfrågan samt om den potentiella miljönyttan överväger eventuella negativa effekter. Det saknas tydliga riktlinjer för hur dessa kriterier ska tolkas, vilket innebär att verksamhetsutövaren själv ansvarar för att avgöra om kraven är uppfyllda. Samtidigt är bedömningen avgörande eftersom den styr vilken typ av förbränningsanläggning och vilka förbränningsregler som blir tillämpliga. Om avloppsslammet eller briketten inte anses ha förlorat sin avfallsstatus innebär det i praktiken att befintliga värmeverk endast kan användas om de antingen söker tillstånd hos miljöprövningsdelegationen eller, vid mindre mängder, gör en anmälan om avfallsförbränning till kommunen.

För förbränning finns (relativt) tydliga regler och gränsvärden att förhålla sig till. Den största osäkerheten, och därmed även kostnaderna, uppstår i stället vid tillämpningen av dessa regler. Frågan om vad som utgör avfall är återkommande inom branschen (se till exempel Johansson, 2024 [53] för vidare resonemang), och sameldning av avloppsslam tillsammans med jungfruliga bränslen utgör inget undantag. I de fall där det skydd avfallsreglerna avser att ge är överflödigt, exempelvis när en brikett bedöms vara ett lämpligt bränsle och dessutom ger positiva processegenskaper, skapar regelverket samtidigt en tröghet i systemet som inte alltid framstår som motiverad. Detta innebär att även när förbränningen har fungerat väl i praktiken kan regelstrukturen introducera omständliga prövningar och förseningar som försvårar etableringen av nya värdekedjor.

Projektets målsättning har likväl varit att skapa synergieffekter genom att kombinera outnyttjad odlingsareal med önskat avloppsslam för att etablera ett slutet energikretslopp. Askan från förbränningen är avsedd att användas som gödselmedel för odling av nytt bränsle/biomassa och därigenom skapa ett lokalt resurskretslopp. Askhantering är inte lika strikt reglerad som förbränning, och det finns inget särskilt regelverk för spridning av aska som gödselmedel i jordbruk. Askan betraktas i normalfallet som avfall, vilket innebär krav på mottagar-kontroll men inte tillståndsplikt. I huvudsak måste spridningen vara förenlig med de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken, vilket innebär att nyttan och eventuella kostnader bedöms i varje enskilt fall. Bedömningen görs av verksamhetsutövaren och kan med fördel kompletteras med stöd från EU:s gödsel-förordning.

#### 3.4.2 Utvärdering av värdekedjan utifrån ett teknoekonomiskt och växthusgasutsläppsperspektiv

##### *Teknoekonomiskt perspektiv*

Den ekonomiska utvärderingen gjordes utifrån två huvudsakliga indikatorer: investeringsutrymme för värmeverken för att göra erforderliga tekniska anpassningar och nödvändig mottagningstaxa för avloppsslam för att göra samförbränningen ekonomiskt godtagbar. Figur 32 visar resulterande specifikt investeringsutrymme (d.v.s., högsta "tillåtna" investeringskostnad givet intäkter och merkostnader för samförbränningen) uttryckt i kr per årlig produktionskapacitet (ton fuktigt bränsle) för de studerade bioeldade fjärr- och kraftvärmeanläggningarna. Resultaten visas för åtta olika ekonomiska scenarier, baserat på lågt/högt stråbränslepris, lågt/högt träbränslepris (alternativkostnad; motsvarar bränslepris för returträ respektive skogsflis), samt typ av stråbränsle (halm/rörflen) i samförbränningen. Figuren visar också uppskattad storleksordning för specifik kostnad av investering i erforderlig utrustning för bränsleberedning (malning, blandning, brikettering) utifrån uppgifter i litteraturen (horisontella ljusröda fältet). Eventuella merkostnader för askhantering och askspridning eller för ökad driftskostnad i och med bränslebytet är inte beaktade. I beräkningarna är en mottagningstaxa motsvarande dagens bränslekostnad för hushållsavfall i värmeverk (-188 kr/MWh, 250 kr/t vid 25% torrhalt) antagen.

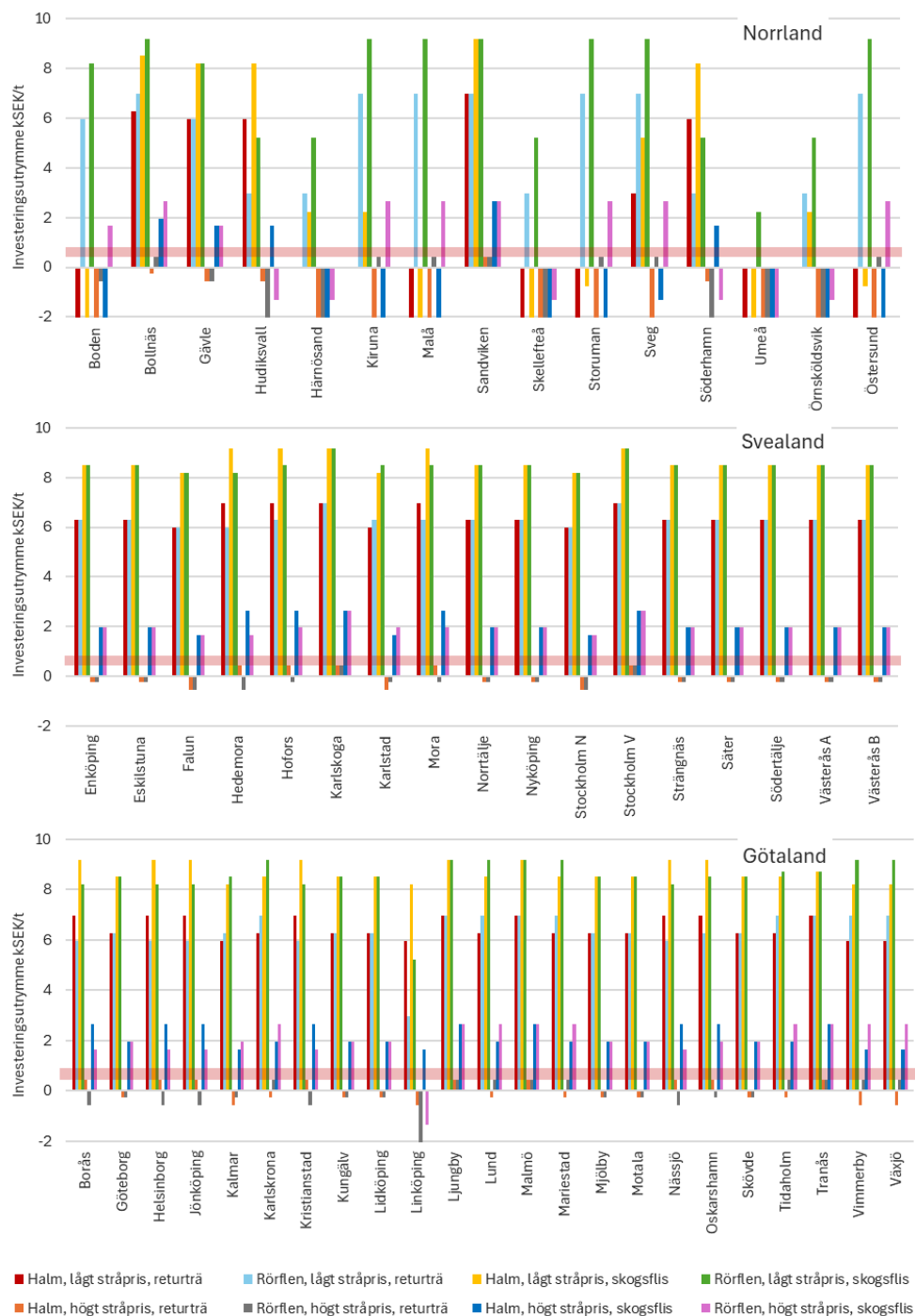
Som figuren visar ger vissa scenarier alltid positivt investeringsutrymme, d.v.s. en indikation på ekonomisk genomförbarhet. Den bästa ekonomiska prestandan noteras i scenarier med lågt stråbränslepris (mörkröd, ljusblå, guldgul och grön stapel i figuren). Med undantag för ett fåtal beaktade anläggningar i Norrland ger lågt stråbränslepris alltid positivt investeringsutrymme, oavsett alternativt träbränsle och oavsett stråbränsletyp. För de nämnda norrländska anläggningarna krävs antingen ett högt alternativbränslepris (motsvarande priset på skogsflis) eller att rörflen används som stråbränsle i stället för halm från jordbruket. Anledningen är den låga spatiala tillgängligheten på halm på många platser i särskilt norra Norrland, vilket gör att halm skulle behöva fraktas över mycket

långa avstånd för att matcha mängden slam som ska förbrännas. Detta leder till höga transportkostnader, vilket driver upp bränslekostnaderna för värmeverken, även med lågt pris på själva stråbränslet. Även vid högt stråbränslepris (motsvarande ca 1500 kr/t TS) visar alla beaktade värmeverk i Svealand och Götaland samt flera i Norrland positivt investeringsutrymme oavsett stråbränsle (halm eller rörflen) så länge alternativbränslet är skogsflis (mörkblå och rosa staplar). Med returträ uppvisar samtliga värmeverk negativt investeringsutrymme (orange och grå staplar), d.v.s. kostnaden för det ersatta bränslet är kritisk.

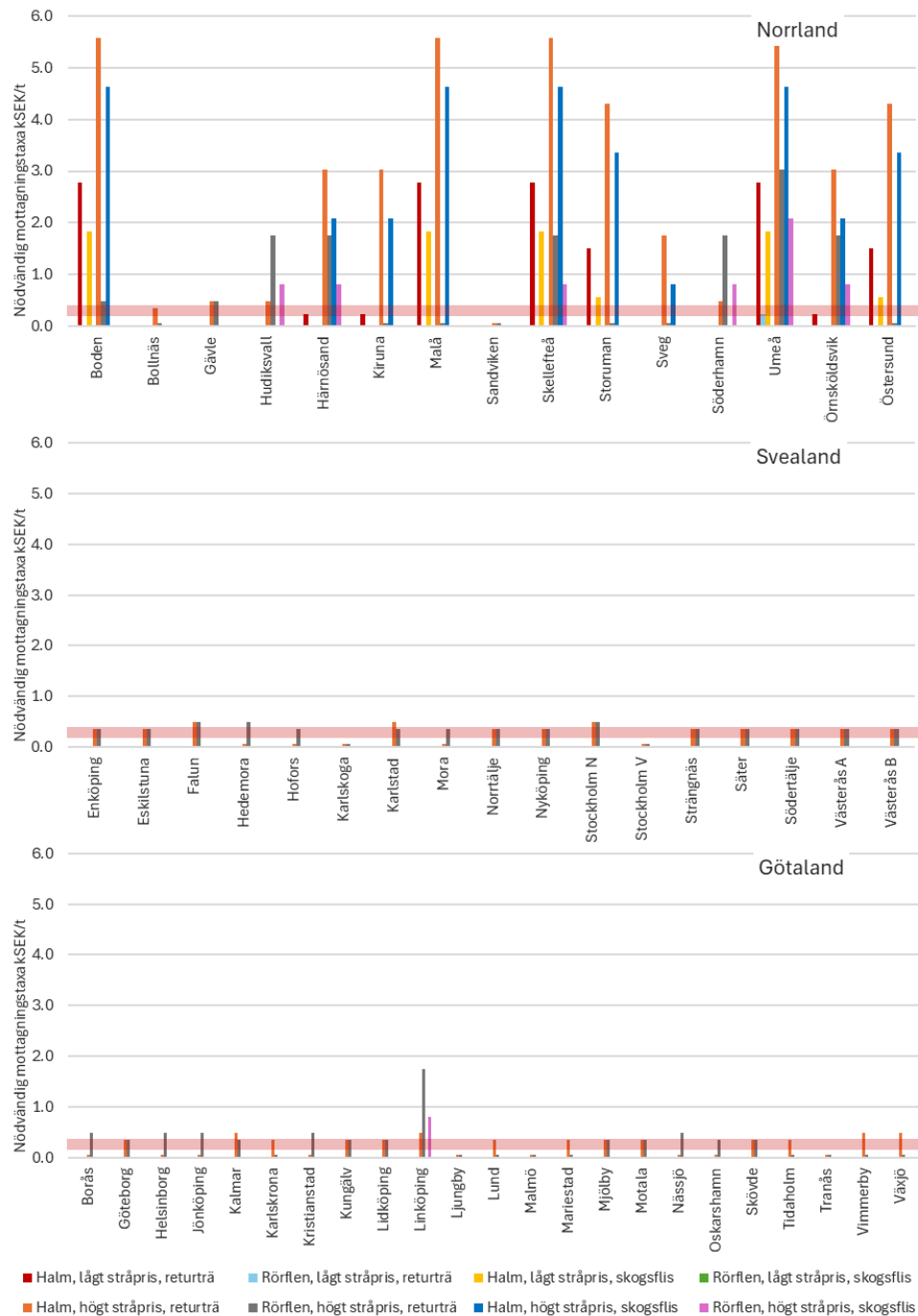
På intäktssidan antogs att den P- och K-rika bottenaskan kan säljas till ett marknadspris motsvarande kommersiell gödsel (TSP och KCl). Intäkterna från bottenaskan domineras av intäkten från K, p.g.a. den högre halten av K jämfört med P i bottenaskan. Totalt visar resultaten att försäljning av bottenaskan som gödsel ger en intäkt som kraftigt överstiger den från mottagningsavgiften för slammet. Denna intäkt är därmed en förutsättning för att få ekonomi i samförbränningen, om mottagningsavgiften ska hållas nere. Noteras bör dock att det faktiska marknadsvärdet av bottenaskan har stor osäkerhet samt att den antagna mottagningsavgiften här är relativt låg.

I figur 33 visas hur hög mottagningsavgift för avloppsslam som skulle krävas för att skapa positivt investeringsutrymme i de beaktade värmeverken, för samma scenarioantaganden som beskrivits ovan. Figuren visar också den nivå på mottagningstaxa som antogs i beräkningarna här. Figuren visar att i Svealand och Götaland samt i flera anläggningar i Norrland behövs ingen mottagningsavgift för att få lönsamhet i de flesta scenarier. Undantaget är scenarier med högt stråpris och lågt alternativbränslepris (returträ) då samtliga värmeverk kräver en viss kompensation för att förbränna slam. Denna kompensation är i de flesta fall i paritet med eller lägre än vad som antagits i beräkningarna här, vilket motsvarar bränslekostnad (negativ) för hushållsavfall. Som tidigare nämnts är denna mottagningsavgift betydligt lägre än den nivå på 500–800 kr/t (2018 års penningvärde) som Stockholm Vatten och Avfall angett i sin slamstrategi [37]. I Norrland krävs omvänt i många fall en mycket hög mottagningstaxa för att kompensera värmeverket för ökade kostnader i form av stråbränsle, i flera fall även när ett mycket lågt stråbränslepris antagits (mörkröd samt guldgul stapel i figuren).

En gemensam nämnare mellan värmeverken som kräver hög mottagningsavgift är vilken yta som skulle krävas för att försörja anläggningen med stråbränsle. Samtliga av anläggningarna med lägst utsikter för lönsamhet skulle kräva mycket långa transporter för att täcka bränslebehovet. För att få fram tillräckligt med halm till flera av värmeverken i Norrland skulle det krävas transport över en sträcka av 40–50 mil, vilket driver upp kostnaderna avsevärt. Om i stället rörflen kan användas, uppvisar betydligt fler norrländska anläggningar ekonomisk potential. Noteras bör att det antagna utbudet av rörflen är baserat på modellerad potential, inte på verkliga odlingar.



**Figur 32.** Resultande specifikt investeringsutrymme i kSEK per årlig produktionskapacitet (t/år, fuktigt bränsle) för samtliga studerade pannor. Notera att den negativa y-axeln är trunkerad. Det horisontella ljusröda fältet indikerar typiska investeringskostnader från litteraturen.



**Figur 33.** Resultaterande nödvändig mottagningstaxa för avloppsslam för att nå positivt investeringsutrymme i kSEK per ton slam (avvattnat slam, 25% TS), för samtliga studerade pannor. Det horisontella ljusröda fältet indikerar antagen mottagningstaxa i denna studie.

Sammanfattningsvis visade den ekonomiska analysen att lönsamhet vid samförbränning i första hand styrs av prisrelationen mellan stråbränsle och ersatt träbränsle samt av nödvändig uppsamlingsradie (och därmed transportkostnad) för stråbränslet. I de scenarier där stråbränslet är dyrt och returträ ersätts krävs i samtliga fall en mottagningsavgift för avloppsslam, vilket indikerar att bränslebytet i sig inte bär sina merkostnader oavsett anläggningsparametrar. Nödvändig mottagningskostnad är dock generellt relativt låg, i storleksområdet 100–500 kr/t avvattat slam (25 vikts-% TS).

I scenarier med lågt stråbränslepris och/eller högt alternativbränslepris (skogsflis) uppträder tydliga tröskeeffekter kopplade till nödvändigt uppsamlingsområde för stråbränsle. Vid låga till måttliga transportavstånd är samförbränning i regel lönsamt utan mottagningsavgift, medan ökande avstånd orsakar behov av hög mottagningsavgift även vid i övrigt gynnsamma prisantaganden. Detta är särskilt tydligt för värmeverken i Norrland, och särskilt med halm som bränsle, medan samförbränning med rörflen presterar bättre ekonomiskt. Resultaten visar däremot inga tydliga samband mellan lönsamhet och anläggningsstorlek eller drifttid för samförbränning, så länge tillräcklig mängd stråbränsle finns att tillgå inom godtagbart avstånd.

Intäkten för bottenaskan ger ett viktigt intäktsstillskott vilket blir särskilt betydelsefullt vid höga stråbränslekostnader och låg kostnad för alternativbränslet (returträ). Om askan inte kan inbringa en intäkt i den storleksordning som antagits här, krävs betydligt högre mottagningstaxa för slammet. I beräkningarna har inte tagits hänsyn till dagens kostnad för kvittblivning av askan, vilken för många biobränsleddade förbränningsanläggningar på större orter kan uppgå till i storleksordningen 200 kr/ton aska exklusive frakt- och andra hanteringskostnader, emedan kostnader upp mot 1500 kr/ton exklusive frakt- och andra hanteringskostnader kan förekomma på mindre orter. Det finns exempel på enstaka fall av totala avyttringskostnader för mindre mängder av aska (inkl. transport och hantering) i inlandskommuner i Västerbotten på 15 000 SEK/ton.

#### *Växthusgasperspektiv*

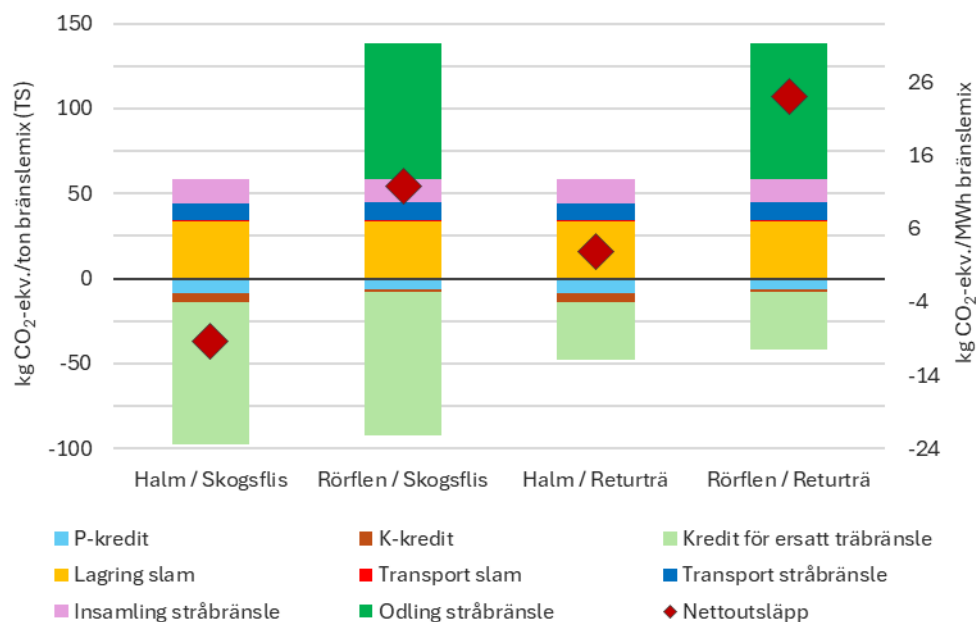
Figur 34 visar de uppskattade växthusgasutsläppen från de olika delarna i värdekedjan slam-strå-samförbränning för olika stråbränslen (halm och rörflen) och olika ersatta träbränslen (skogsflis och returträ), samt beräknade nettoutsläpp per ton (TS) samt MWh bränslemix.

Som figuren visar så domineras bruttoutsläppen av slamlagringen, vilket ger upphov till betydande metanutsläpp. För stråbränsleodling beaktades här två ytterligheter – halm med nollutsläpp från odling, respektive rörflen utan att beakta utsläppseffekter från förändrad markanvändning. Som nämnts har odling av rörflen på återfuktad torvmark potential att leda till minskade utsläpp från den förändrade markanvändningen [39, 40] vilket skulle kunna ge betydligt lägre utsläpp från stråbränsleodlingen än vad som indikeras i figuren. Transportutsläppen domineras av stråbränsletransporten, p.g.a. den betydligt större

volymen per ton bränsemix. Detta visar att även vid relativt långa transportavstånd för slam är de transportrelaterade utsläppen försumbara jämfört med övriga utsläpp.

Nettoutsläppen domineras helt av krediten för ersatt träbränsle. Två olika bränslen beaktades, där returträ har betydligt lägre utsläpp än skogsflis då det är en restprodukt vars primärproduktion inte belastar utsläppsfaktorn. Med skogsflis som ersatt bränsle och med halm i bränsemixen kan till och med negativa utsläpp uppnås, enligt de antaganden som gjorts här. Det är dock viktigt att notera att nettot är en summa av en stor positiv och en stor negativ post, med betydande osäkerheter i antagandena för respektive post. Resultaten ska därför ses som indikativa. Krediten för det ersatta mineralgödslet är däremot försumbar. Detta beror både på den ringa mängden bottenaska som produceras per ton bränsle och på att de fossila utsläppen för att producera P och K i mineralgödsel är relativt låga.

Sammanfattningsvis innebär detta att samförbränningens växthusgasprestanda domineras helt av utsläppen för stråbränslet och det ersatta träbränslet, samt av lagring av slam. Av särskilt stort intresse är att minimera slamlagringen, vilket skulle ha betydligt större inverkan på växthusgasprestandan än att minska transportavstånden. Om rörflen dessutom kan tillgodoräkna sig markanvändningsrelaterade utsläppsminskningar från återfuktad torvmark bör negativa nettoutsläpp generellt kunna uppnås.



**Figur 34.** Resultande växthusgasutsläpp för samförbränning av stråbränsle och avloppsslam per ton (TS) respektive MWh bränsemix, för olika kombinationer av stråbränsle och ersatt träbränsle.

### 3.5 AP 5 Kommunikation (intern/extern) & diskussion om möjliga samverkans-/affärsmodeller

#### 3.5.1 Kommunikation

Den externa kommunikationen har skett dels genom vetenskapliga publikationer där några också har ingått i doktorsavhandlingar publicerade vid Luleå tekniska universitet. Resultaten från projektet har också dels presenterats vid de tre projektspecifika öppna workshoparna som hållits 2023 i Lycksele och våren samt hösten 2025 i Skellefteå, dels på konferens-/workshopar anordnade av Bioplus-programmet och andra aktörer. Resultaten från projektet har förutom via Bioplusportalen förmedlats via våra etablerade kommunikationskanaler via LTU:s och UmU:s webbsidor. För mer info se kapitel 5. Publikationslista.

#### 3.5.2 Diskussion om möjliga samverkans-/affärsmodeller

För representanter från alla potentiella aktörskategorier i värdekedjan som deltagit i de tre workshoparna inom projektet, d.v.s. markägare/stråproducenter, entreprenörer, förbränningsanläggningsaktörer och VA-aktörer betonades vikten av samarbetsavtal, där aktörernas samverkansroller definieras/reflekteras över i en avtalskrivning. Det fanns något skiftande perspektiv och utgångspunkter rörande en möjlig samverkan inom den studerade bränslekedjan mellan de deltagande aktörskonstellationerna under de diskussioner som fördes, och dessa behandlas i den kommande texten.

##### *Markägarnas/stråproducenternas perspektiv*

Markägare behöver långsiktiga bränslekontrakt, särskilt vid nyetablering av odlingar, för att motivera de initiala investeringarna och uppstartstiderna som krävs samt den behövliga uppgraderingen eller investeringarna i ny maskinpark. Tio år är önskvärt för markägare vid anläggande av rörlensodlingar; tidigare kontrakt på fem år upplevs som för kortsiktiga. Markägare som redan odlar spannmål (halm) är troligen inte lika känsliga för långa bränslekontrakt. Transportavståndet innan bränsleberedning är en viktig faktor för vilka områden som kan lämpa sig för nyetableringar av rörlensodlingar. Baserat på en inblandningsgrad av slam kring 10 vikts-% på torr basis behövs 9 ton rörlens eller halm per ton torrt slam. Tidigare erfarenheter visar att cirka 4,5 ton rörlens på torr basis kan produceras per hektar och år. Halmproduktionen varierar kraftigt beroende på gröda, väder och sort, men för höstveten ligger den ofta runt 4 ton per hektar och år (ungefär hälften av spannmålsskörden). Den odlingsareal som därmed krävs är omkring 2–3 ha/ton slam på torr basis. Många potentiella markägare som troligen inte är aktivt förvaltande själva är troligen mer intresserade av att lokalt gå ihop och hyra ut marken till en ekonomisk förening/samfällighet, vilket kan ge fördelar både för hantering och diskussion med stora energiaktörer då man blir en gemensam aktör i diskussion med energibolagen. Arealstöd ses som viktigt att erhålla som kan vara upp till 2 100 SEK/ha för potentiella rörlensodlare i norra Sverige.

För att erhålla de olika tillstånd som behövs inom den studerade värdekedjan får det inte vara tveksamheter kring de regelverk som styr nyttjande av sambriketten i de potentiella förbränningsanläggningarna och alternativ användning måste vara klar för markägaren. Det måste finnas en tydlig betalningsförmåga hos energiaktören för nyttjandet. Här krävs i vissa fall en mottagningsavgift för att matcha kostnaden för stråbränslen. Som beskrivs ovan är det viktigt med kompensationsstöd, vilket blir en potentiell intäktskälla för markägare. För att få till en resurseffektiv värdekedja är det viktigt/effektivt med stora arealer i nära anslutning till varandra. Även möjligheter till s.k. kolkrediter kan komma att vara möjliga intäktsidor vid anläggning av t.ex. rörlensodlingar på nedlagda torvtäcker, vilket då skulle öka lönsamheten i värdekedjan.

#### *Perspektiv rörande transporter och bränsleberedningen (potentiellt entreprenörens perspektiv)*

En viktig roll som lyfts fram är en aktör/entreprenör som sköter transporter mellan markägare, VA-aktör och energiaktör, både av stråbränsle, askor och eventuellt också slammet. Eventuellt kan entreprenörsrollen även inkludera ansvar för bränsleberedningen.

Transportavståndet till bränsleförberedning är en viktig faktor för vilka områden som kan lämpa sig för satsningen. Då bränsemixen troligen kommer att eldas kampanjvis är det troligt att slammet kommer att ligga/förvaras på platser som har tillstånd, t.ex. på kommuners avfallsanläggningar eller liknande där slammet kan hygieniseras under året. Ett möjligt scenario är att stråbränslet direkt efter skörd (för att hållas torrt) då transporteras till detta slamupplag. Vårskördad balad torr rörlens respektive höstskördad balad torr halm transporteras då till bränslebehandlingsplatsen där den rivs och blandas i proportioner om ca 75 vikts-% strå (antagen torrhalt på 85 vikts-%) och 25% vikts-% hygieniserat slam (antagen torrhalt på 25 vikts-%). Denna blandning valsas (enkel brikettering) förslagsvis till briketter som därmed erhåller en torrhalt på ca 70–75 vikts-%. Dessa briketter transporteras då till förbränningsanläggningen för att direkt förbrännas under kortare tider kampanjvis under vår eller höst, beroende på vilket strå som används. Dessa relativt korta transporter och enklare bränsleberedningar bedöms kosta upp mot 100–150 SEK/MWh beroende på om bränsleberedning med valsning kommer att utföras eller inte. En annan möjlighet är att slammet och strået skickas separat till förbränningsanläggningen i s.k. slutet system (container) där de mixas i samma proportioner som beskrivits ovan och direkt transporteras via en s.k. pluggskruv till pannan. Beroende på förbränningsanläggning, t. ex. nominell effekt, inmatningsanordning och krav på vissa fukthalter kan dessa briketter behöva blandas ut med andra bränslen under kampanjförbränningen.

#### *Förbränningsanläggningsaktörens perspektiv*

Förbränningsaktörer är relativt priskänsliga när det gäller deras bränslekostnader, så här behövs en balanserad modell för behoven hos olika aktörer om aktören

skall motiveras till att elda dessa briketter. Stråbränsleproducentens lönsamhet är dock avgörande för att värdekedjan ska fungera. Intäkter om 1,50 SEK/kg TS rörfen (ca 350 SEK/MWh), hackad och leverans vid markägaren, ses som en rimlig intäkt av aktörer inom Norra Sverige. Denna intäkt är troligen högre än den som markägare/stråproducenter i Södra och Mellansverige bedömer som en rimlig ersättning för halm, särskilt de år det råder överskott av torr halm.

Energiaktören tar relativt liten risk vid nyttjande av pannor klassade som avfalls- eller samförbränningsanläggningar, men om pannor klassade för biobränslen skall nyttjas kommer de underliggande tillståndsprocesserna vara helt avgörande, vilket tidigare har diskuterats i 3.4.1. Som ett exempel kommer det troligen vara viktigt att kontrakt skrivs mellan alla inblandade i kedjan, d.v.s. markägare, stråleverantör, avloppsrenings-verk/kommun, entreprenör och energiaktör för att om möjligt kunna tillse att kedjan möjliggör att briketten inte klassas som avfall ("end of waste") och då eventuellt också kan eldas i pannor som ej är klassade för avfalls- eller samförbränning. Detta möjliggör en betydligt större marknad för den studerade värdekedjan. Här behöver myndigheter involveras, i första hand kommuner och länsstyrelser, så att det blir en förutsägbar process med likvärdig bedömning i olika delar av landet. Särskilt intressant/viktigt blir därför att skarpt undersöka om briketten kommer att klassas som avfall eller inte. Detta bör utvärderas i ett första steg. Det gör också att kommande lagstiftning för olika typer av biomassor avsedda för energiändamål spelar en viktig roll för en effektiv implementering av värdekedjan. Här inväntas slamdirektivet på EU-nivå, vilket troligen kommer påverka hur länsstyrelsen ställer sig till frågorna, vilket spelar stor roll. En annan viktig faktor bedöms också vara hur kommunernas inställning är till befintliga miljötillstånd och om nytt tillstånd behöver ansökas.

Det är redan idag energiaktörers ansvar att säkerställa kvalitet och sammansättning av bildade askor, transport och avsättning. Det ansvaret bör kvarstå hos energiaktören så att markägare får en askkvalitet som är garanterad. Energiaktören har oftast redan en kostnad för hanteringen av askan. En entreprenör skulle därför ha stora möjligheter att kunna erhålla denna aska utan kostnad från förbränningsanläggningen. Detta ger också möjlighet till långsiktiga kontrakt för avsättning av den bildade askan mellan energiaktörer, entreprenör och markägare.

#### *VA-aktörens perspektiv*

VA-aktörer behöver ha en fungerande prisbild för slamtransporter, en kostnad som de redan bär idag men som eventuellt kan tas av en annan aktör i värdekedjan. Den behöver vara jämförbar med nuvarande hantering. Kostnaden för avyttring av slam varierar mellan olika aktörer runt om i landet och kostnader om 1300 SEK för avvattnat slam (25 vikts-% TS) har nämnts i sammanhanget. Denna kostnad skulle kunna anses vara en mottagningsavgift som kan bära ekonomin i den studerade värdekedjan, men kostnaden för VA-verken är avhängd möjliga alternativlösningar – finns det billigare lösningar kommer de att dominera, vilket kommer sänka mottagningsavgiften. Då värdekedjan ofta

troligen är avhängig av behovet hos VA-aktören är detta delvist avgörande för potentiell lönsamhet för hela värdekedjan. Det kan även komma krav på fosforåtervinning, vilket innebär att spårbarheten av hur den bildade askan används är viktig.

#### *Övergripande frågeställningar och diskussioner*

Med stigande priser på skogsbaserad biomassa och en rimlig mottagningsavgift går sannolikt kalkylen ihop för ett flertal lokalt definierade värdekedjor/case enligt hittills genomförd teknoekonomisk analys (se 3.4.2). Många av de diskussioner som förts med partners inom projektet och med deltagare i de tre workshops som hållits inom projektet berör case som utgår från ett Norrlands-perspektiv och därmed till stor del utifrån nyetableringar av rörlensodlingar. Man måste dock i sammanhanget utgå från olika regionala förutsättningar/case, vilket troligen varierar i olika delar av landet. Exempelvis är det mycket troligt att i regioner med överskott av halm och troligen dyrare bränslepriser, t.ex. Skåne/södra Sverige är det mycket möjligt att nå ekonomi i värdekedjorna vid lägre mottagningsavgifter för slam än det som nämnts ovan.

Ett flertal oklarheter råder dock i dagsläget som kommer att påverka lönsamheten i den studerade värdekedjan. Exempel på dessa är:

- Var går gränsen för de slamvolymerna som krävs för att ingå i regelverket avseende slam? Detta kommer påverka möjligheten att hantera och förbränna slammet lokalt vid mindre anläggningar. Här spelar det stor roll hur lagstiftning och EU-direktiv sätter ramverket. Naturvårdsverket lämnar sitt första betänkande under januari 2026.
- Beredskapsfrågan som tidigare inte har belysts i större omfattning i Sverige är viktig både avseende fosforåtervinning och bränslesäkerhet, men dagens riktlinjer är otydliga från MSB och Naturvårdsverket.
- Vilka krav ställs av aktörer som tar emot askor för gödning och hur kan det kartläggas? Hur ska det matchas mot olika behov i jordbruket och vilka kvävesupplement kan förändras?
- Arrendavtal behöver förtydligas gällande förhållandet mellan markägare och arrendator. Det finns farhågor avseende besittningsskydd som kan låsa markägare till arrendator efter 1 år. Det kan påverka viljan att öppna marken för externa aktörer. Idag finns exempelvis skötselavtal som går utanför arrendet.

## 4. Slutsats

Projektet syftade till att utveckla attraktiva, energi- och resurseffektiva värdekedjor som bygger på sambrikettering och sameldning av stråbränslen och avloppsrenings slam i befintlig anläggningsstruktur, med potential för både nationell och global tillämpning. Kedjan som studerades omfattade hantering och förbehandling av avloppsslam och strå, inklusive brikettering, samförbränning, askhantering samt karaktärisering och användning av aska för produktion av snabbväxande biomassa. Projektet tog fram lösningar för vidareutveckling av slamhygienisering/hantering, sambrikettering och sameldning samt optimering av askans näringsinnehåll. Hinder och möjligheter för sameldning av stråbränslen och slam och efterföljande spridning av den återvunna bottenaskan på åker/torvtäcker identifierades ur ett miljörättsligt, teknoekonomiskt, och växthusgasutsläppsperspektiv. Även möjliga samverkansmodeller identifierades tillsammans med aktörer längs hela värdekedjan.

Inblandningsgrader av slam i strå (kornhalm respektive rörflen) om 4–12 vikts-% (på torrsubstansbasis) som i syfte att direkt in situ i förbränningsprocessen bilda växttillgängligt P och K är möjligt att sambrikettera och ger en tillfredsställande hållfasthet för att transporteras till och hanteras i typiska förbränningsanläggningar av rostertyp. Stråslambriketten (ca 95% torrsubstanshalt) kunde samförbrännas med fuktigt träflis med en inblandning av cirka 15–25 vikts-% stråslambrikett på torr basis i en typisk befintlig rosteranläggning byggd för fuktigt träflis med samma driftinställning och emissioner som uppfyllde krav på dygnsmedelvärden avseende  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ , men där HCl innan rökgasrening överskred gränsvärde för kornhalm med slamblandning. Förbränningen genomfördes utan modifiering av anläggningen eller ändrade driftinställningar förutom justering av lufttillförsel till enbart tre zoner för att möjliggöra extraktion av bottenaska. Försöken visade tydligt på potentialen att utnyttja redan existerande anläggningar i landet för sameldning, samt att ingående fukthalt är en viktig parameter.

De uppmätta partikelkoncentrationerna i de råa rökgaserna (före rökgasreningen) ökade något vid inblandning av slam i strå i jämförelse med eldning med rena stråbriketter tillsammans med flis, men låg generellt under  $100 \text{ mg/Nm}^3$ . Den initiala beläggningshastigheten, uppmätt med en kyld provsond belägen före första värmeväxlarpaketet, reducerades vid inblandning av slam jämfört med förbränning med rena stråbriketter med träflis. Även svavel/klor-förhållandet ökade i de bildade beläggningarna, vilket indikerar en minskad risk för högtemperaturkorrosion. Andelen grövre och hårda bottenaskpartiklar ökade något vid inblandning av slam i jämförelse med nyttjande av de rena stråbränslena, men gav inte upphov till några skillnader i uppkomsten av driftsproblem p. g. a. slagning under de dagsförsök som utfördes.

Över 90 % av ingående P och K i bränslet uppskattades återfinnas i den Si-, Ca-, Fe-, K- och P-rika bottenaskan som bildades vid samförbränningsförsöken med slamstråbriketterna och träflis. P, K, Ca, Mg och S uppnådde tillräckliga halter i den bildade bottenaskan för att klassificeras enligt EUR-LEX 2019/1009 som ett godkänt oorganiskt multikomponentgödningsmedel. Av de reglerade spår-elementen i bottenaskan överskred enbart Cr de reglerade totalhalter enligt EUR-LEX 2019/1009. Detta är med stor säkerhet orsakat av att Cr från rosterstavar har inkluderats i bottenaskan, dels eftersom halterna i bottenaskan var betydligt högre än i ingående halter i bränslet, dels eftersom SEM-EDS-analyser har visat på fragment med höga halter av Fe och Cr. Då högre bäddtemperaturer kunde skönjas vid samförbränning med briketter än vid monoförbränning med ren fuktig flis, kan detta vara en bidragande orsak. Halterna av PFAS i bottenaskan var under detektionsnivån för de testade föreningarna enligt standard. Halterna av vattenlösliga spår-element i askan enligt SS-EN 12457 var låga eller under detektionsnivån för alla analyserade element utom Cr.

P återfanns i bottenaskan främst i form av kristallina Ca-Mg-fosfater av whitlockite-typ, varvid syftet att med rätta inblandningsgrader av slam i strå kunna bilda intressanta fosfater ur ett växttillgänglighetsperspektiv uppnåddes. Den kristallina delen av P var tydligt separerad från den mer silikatrika delen. De större hårdare askpartiklarna innehöll porer med en storlek om ca 20–25 µm, vilket kan bidra till att hålla vatten kvar i partikeln. Sammantaget ger detta därför upphov till intressanta möjligheter att påverka vilken storleksfraktion som ger högst växttillgänglighet av P, där en blandning av små partiklar med stor exponerad yta och större partiklar med interna porer kan bidra till en mer jämn löslighet över tid, vilket är positivt. Bottenaskan som utvärderades maldes i det här projektet ner till en fraktion under 2 mm, vilket också möjliggör spridning med befintlig utrustning för spridning av gödselmedel. Det gav också en jämnare storleksfraktion för extraktion med s.k. Multi-purpose On-site Phase Separator (MOPS) där partikelstorleken bör vara homogen.

Halterna av växttillgängligt P bestämda genom lakttest (SS 0283 10) visade på stora variationer mellan de olika bottenaskorna. Generellt gav slamblandning till stråbränslena en högre halt av växttillgänglig P. Växtförsöken med dvärgbönor visade tydliga skillnader i tillväxten av plantor mellan behandlingarna. Tillsats av bottenaskor baserat på tillgängligt P resulterade i en tydlig ökning av växtbiomassa jämfört med både kontroll och jord med trippelsuperfosfat (TSP) för de flesta bottenaskorna. Den högsta biomassatillväxten observerades i behandlingarna av kornhalsaskor, särskilt med hög slamblandning.

Möjligheten att behandla bottenaskan med MOPS för att ytterligare öka bottenaskans kvalitet visade att det är möjligt att behandla strå-slamaska med MOPS-tekniken, men att processen måste optimeras för att öka effektiviteten. Vidare noterades det att en stor andel finkornigt material frisläpptes från bottenaskan i lakningsprocessen, särskilt för askorna med hög inblandningsgrad av slam. Detta

ställer krav på avvattning av den tvättade askan, liksom förbehandling innan vidare behandling av vattenfasen.

En fördjupad diskussion utifrån en omfattande analys av miljölagstiftningen, inklusive avfallslagstiftning och relaterade tillståndsprocesser, samt frågor som rör äganderätt och risk utfördes. När det gäller att skapa lokala värdekedjor där avloppsslam återbrukas både som energiråvara och som gödselmedel kan regelverket i viss mån beskrivas som neutralt. Det är vare sig förbjudet att blanda avloppsslam med andra bränslen, förbränna blandningen som ett bränsle eller använda den efterföljande askan som gödsel. Samtidigt innehåller regelverket bestämmelser som i praktiken skapar betydande osäkerhet i enskilda tillämpningar.

Teknoekonomiskt uppvisar värmeverk i Svealand och Götaland generellt positivt investeringsutrymme för samförbränning i befintliga pannor om skogsflis ersätts som bränsle eller om stråbränslepriset är lågt. För många värmeverk i Norrland är den geografiska tillgången på halm däremot en begränsande faktor. Detta medför mycket långa transportavstånd, vilket kraftfullt ökar kostnaderna för värmeverket. En förutsättning för ekonomisk lönsamhet blir då att odlingen av rörflen i Norrland expanderar, vilket kan pressa ner stråbränslekostnaden. Nya intäkter från försäljning av den P- och K-rika askan som gödningsmedel skapar ett viktigt ekonomiskt incitament som gör att slammottagningskostnaden generellt kan hållas nere. För pannor som idag eldas med dyrt bränsle (skogsflis) blir samförbränning extra gynnsamt, vilket gör att ett stråbränslepris på över 1500 kr/t TS i många fall är hanterbart vid en mottagningskostnad i storleksordningen 250 kr/t avvattnat slam (vid 25 vikts-% torrhalt). För vissa särskilt gynnsamma fall, med god tillgång i närområdet på stråbränsle till lågt pris, kan avgiften pressas ned ytterligare, vilket gör samförbränningen mindre beroende av högt marknadspris för bottenaskan.

Samförbränningens växthusgasprestanda domineras av metanutsläpp från slamlagring och antaganden om undvikna utsläpp från ersatta träbränslen, medan transporter är av underordnad betydelse, i synnerhet vad gäller slamtransporter. Krediterna för ersatta fossila P- och K-gödningsmedel visades vara försumbara. Används rörflen som samförbränningsbränsle är utsläppsprestandan helt beroende av hur odlingen görs och på vilken mark. Om markanvändningsrelaterade utsläppsminskningar vid odling på återfuktad torvmark kan tillgodoräknas kan negativa nettoutsläpp sannolikt uppnås, medan utsläppen från odling av rörflen annars riskerar att ge upphov till betydande nettoutsläpp.

I de diskussioner som utförts under projektets gång om möjliga samverkans-/affärsmodeller, där representanter från potentiella aktörskategorier i värdekedjan, d.v.s. markägare/stråproducenter, entreprenörer, förbränningsanläggningsaktörer och VA-aktörer har deltagit betonas vikten av samarbetsavtal, där aktörernas samverkansroller definieras/reflekteras över i avtalsskrivning. Detta är också mycket väsentligt för att reducera osäkerheten i lagställda krav i enskilda tillämpningar. Det finns något skiftande perspektiv och utgångspunkter i

samarbetsformerna mellan de olika aktörerna, vilket också har beskrivits i detta projekt.

Avslutningsvis visar resultaten från detta projekt att samförbränning av strå och avloppsslam vid kampanjvis förbränning i befintliga anläggningar kan vara en resurseffektiv och konkurrenskraftig värdekedja för lokal och regional behandling av slam och användning av stråbränslen för energiändamål. Samförbränning kan vara konkurrenskraftigt eller billigare än andra behandlingsformer för avloppsslam med fosforåtervinning, men tillgången till kostnadseffektiva stråbränslen kan vara avgörande. Ett större demonstrationsprojekt där samtliga delar av kedjan kan utvärderas lokalt/regionalt i större skala krävs för faktisk storskalig implementering. Först när det finns material på plats går det att utreda hur materialen passar in i klassificeringen för material och nyttjande samt vilka tillstånd som krävs för att möjliggöra samförbränning i alla typer av befintliga förbränningsanläggningar. I ett sådant projekt bör en praktisk förenklad bränslehantering (valsning) utan torksteg utvärderas, vilket ger en billigare brikett med högre fukthalt, vilket förmodligen ger en lägre rostertemperatur i anläggningar som ofta är konstruerade för fuktiga bränslen och därmed en eventuellt lägre Cr-halt i bottenaskan.

## 5. Publikationslista

### Publicerade journalartiklar/manuskript som skickats in eller avses skickas in till journaler innehållande resultat från projektet

1. Bagheri, M., Öhman, M., Wetterlund, E. *Economic viability of co-combusting sewage sludge with agricultural biomasses: a resource-efficient strategy for sludge treatment and phosphorus recovery in Sweden*. Skickad till Journal of Environmental Management. urn:nbn:se:ltu:diva-105081 (URN)
2. Johansson, O. *The Interface Between Waste and Product – Legal Preconditions for Reutilization of Sewage Sludge*, (manuskript, 2026)
3. Jegy, J., Strandberg, A., Sigfridsson Clauss, K., Rissler, J., Öhman, M., Skoglund, N. *Scaling up Pathways to Circular Nutrient Use: Phosphorus Speciation and Trace Elements in Bottom Ash from Industrial Scale Co-Combustion of Agricultural Residues with Sewage Sludge* (manuskript, 2026)
4. Strandberg, A., Jegy, J., Carlborg, M., Ramakrishnan, M., Holm Gjørup, F., Skoglund, N. *Phosphorus speciation, 3D distribution and microstructural analysis in ash particles for enhancing phosphorus recovery from residual streams*. (manuskript, 2026)

### Publicerade avhandlingar som innehåller resultat från projektet

1. Bagheri, M., 2024. *Sewage sludge treatment scenarios: techno-economic analyses of energy and phosphorus recovery focusing on implementation challenges*. Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet, ISSN 1402-1544
2. Johansson, O., 2024. *Waste or Resource – The Function of Waste Law in a Circular Economy*, Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet. ISBN: 978-91-8048-659-0

### Vetenskapliga konferensbidrag inom projektet

1. Johansson, O. (2025, April 9-10). *The Interface Between Waste and Non-waste: Legal Preconditions for Reutilization of Sewage Sludge*. [Paper presentation] *Nationellt Miljörättsmöte 2025*, Göteborg, Sverige.
2. Johansson, O., & Pettersson, M. (2025, May 21–23). *Waste or non-waste: Reutilization of sewage sludge?* [Paper presentation]. *SUM 2025 – 7th Symposium on Urban Mining*. Procida, Italy.

3. Jegy, J., Sigfridsson Clauss, K., Rissler, J., Strandberg, A., Skoglund, N. (October 13-17, 2025). *Chemical and morphological studies of bottom ash particles from co-combustion of barley straw and municipal sewage sludge*. [Oral presentation] *Sardinia Symposium 2025, 20<sup>th</sup> international symposium on waste management, resource recovery and sustainable landfilling*, Santa Margheerita di Pula, Italy.
4. Jegy, J., Sigfridsson Clauss, K., Rissler, J., Strandberg, A., Skoglund, N. (November 26-27, 2025). *Multimodal XRF-XAS-XRD studies to understand heterogeneity in Cr speciation in bottom ash*. [Oral presentation] *Nordic Flame Days 2025*, Copenhagen, Denmark.
5. Strandberg, A., Jegy, J., Skoglund, N. (January 19-21, 2026) *Phosphorus Recovery from Residual Streams: Advanced X-ray Characterisation to Unravel Material Potential*. [Oral presentation] *The 37<sup>th</sup> MAX IV User Meeting*, Lund, Sweden

### Konferensbidrag

1. Öhman M. Nya energi- och resurseffektiva värdekedjor genom samförbränning av stråbränsle och slam. .ppt slides, Bio+ programkonferens 230907, World Trade Center, Klarabergsviadukten 70, Stockholm
2. Öhman M. Hållbar fosfor och energiåtervinning genom samförbränning av avloppsslam och åkerbränslen. .ppt slides, Seminarium om Framtidens hantering av avloppsslam i Norrbotten, 230124, Boden Business Park Boden
3. Skoglund N. Hållbar fosfor och energiåtervinning genom samförbränning av avloppsslam och åkerbränslen. Workshop om Framtidens hantering av orötat/rötat avloppsslam i Norrbotten, 20241107, Boden.
4. Skoglund N. Nya energi- och resurseffektiva värdekedjor genom samförbränning av stråbränslen och slam. Slamnätverksträff, 20240424, Örnsköldsvik.

## 6. Referenser, källor

- 1) Bengt Jonsson. Kartläggning av mark som tagits ur produktion. 2008, Jordbruksverket, Rapport 2008-7, ISSN 1102-3007
- 2) Nilsson, D, Bernesson, S. Halm som bränsle, Del 1 Tillgångar och skördetidpunkter. 2009, SLU rapport 011
- 3) Örberg, H., Skoglund, N., Grimm, A., Boström, D., Öhman, M., 2010, Technical development to increase the use of reed canary grass: Full scale demonstration, Värmeforsks rapport 1146, No. 1146.
- 4) Elled, A. L., Davidsson, K. O., Åmand, L. E., Sewage sludge as a deposit inhibitor when co-fired with high potassium fuels. *Biomass Bioenergy*, 2010, 34, 1546-1554
- 5) Nielsen, H. P., Frandsen, F. J., Dam-Johansen, K., Baxter, L. L. The implications of chlorine-associated corrosion on the operation of biomass-fired boilers. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2000, 26, 283-298
- 6) Ivarsson; E. Nilsson, C., Smälttemperaturer hos halmaskor med respektive utan tillsatsmedel, Special Report 153, Swedish University of Agricultural Sciences, department of Farm buildings (1998)
- 7) Grimm, A., Skoglund, N., Boström, D., Boman, C., Öhman, M. Influence of Phosphorus on Alkali Distribution during Combustion of Logging Residues and Wheat Straw in a Bench-Scale Fluidized Bed. *Energy and Fuels*, 2012, 26, 3012–3023
- 8) Skoglund, N., Grimm, A., Öhman, M., Boström, D. Effects on Ash Chemistry When Co-Firing Municipal Sewage Sludge and Wheat Straw in a Fluidized Bed: Influence on the Ash Chemistry by Fuel Mixing. *Energy and Fuels*, 2013, 27 (10), 5725–5732
- 9) Hållbar slamhantering SOU 2020:3, Regeringskansliet, 2020
- 10) Hansen B et al. Operational experiences from a sludge recovery plant. *Water Science & Tech.*, 2000, 41, 23-30
- 11) Tan Z, Lagerkvist A. Phosphorus recovery from the biomass ash: a review. *Renewable and Sustainable Energy Rev.*, 2011, 15, 3588-3602
- 12) Pettersson, A., Åmand, L.-E., and Steenari, B.-M., 2008, Leaching of ashes from co-combustion of sewage sludge and wood—Part I: Recovery of phosphorus. *Biomass and Bioenergy*, 32(3), 224-235
- 13) Skoglund, N., Bäfver, L., Fahlström, J., Holmén, E., Renström, C., 2014, Full-scale Co-combustion of Municipal Sewage Sludge and Demolition Wood Chips in a Combined Heat and Power Plant, Proc. of Impacts of Fuel Quality on Power Production, Snowbird, Utah, USA, 26 –31 October, 2014.

- 
- 14) Bäfver, L., Renström, C., Fahlström, J., Enfält, P., Skoglund, N., Holmén, E., 2013, Sludge fuel mixtures: Combustion and extraction of phosphorus, Waste Refinery Project WR-59," No. WR-59, SP Technical Research Institute of Sweden, Waste Refinery
  - 15) Nordin, A., Strandberg, A., Elbashir, S., Åmand, L.-E., Skoglund, N., Pettersson, A. Co-combustion of municipal sewage sludge and biomass in a grate fired boiler for phosphorus recovery in bottom ash, 2010, *Energies*, 13, (7)
  - 16) Latva-Somppi, J., Kauppinen, E. I., Kurkela, J., Tapper, U., Öhman, M. et al. Ultrafine ash particle formation during wastesludge incineration in fluidized bed reactors. *Combust. Sci. Technol.*, 1998, 134, 433-456.
  - 17) Pettersson A. et al. Leaching of ashes from co-combustion of sewage sludge and wood- Part II: The mobility of metals during phosphorus extraction. *Biomass & Bioenergy*, 32, 2008, 236-244
  - 18) Häggström, G., Hannl, T., Hedayati, A., Kuba, M., Skoglund, N., Öhman, M. Single Pellet Combustion of Sewage Sludge and Agricultural Residues with a Focus on Phosphorus, *Energy Fuels*, 2021, 35, 10009-10022
  - 19) Skoglund, N., Grimm, A., Öhman, M., Boström, D. Combustion of biosolids in a bubbling fluidized bed, Part 1: Main ash-forming elements and ash distribution with a focus on phosphorus. *Energy Fuels*, 2014, 28, 1183–1190
  - 20) Falk, J., Skoglund, N., Grimm, A., Öhman, M. The Fate of Phosphorus in Fixed Bed Combustion of Biomass and Sewage Sludge. *Energy Fuels*, 2020, 34, 4587-4594
  - 21) Gustav Häggström, Thomas Hannl, Nils Skoglund, Marcus Öhman, Återvinning av fosfor från avloppsslam genom samförbränning - Hållfasthet och sammansättning hos askresten, *Svenskt Vatten Utveckling, Rapport Nr 2021-1*, 2021
  - 22) Kumpiene J, Brännvall E, Wolters M, Skoglund N, Cirba S, Aksamitauskas VC. Phosphorus and cadmium availability in soil fertilized with biosolids and ashes. *Chemosphere* 2016, 151, 124-132
  - 23) Gustav Häggström, G., Hannl, T., Hedayati, A., Kuba, M., Skoglund, N., Öhman, M. Single Pellet Combustion of Sewage Sludge and Agricultural Residues with a Focus on Phosphorus, *Energy Fuels*, 2021, 35, 12, 10009-10022.
  - 24) Falk, J., Hannl, T., Öhman, M., Hedayati, A., Skoglund, N. Ash transformation during fixed-bed co-combustion of sewage sludge and agricultural residues with a focus on phosphorus. *ACS Omega*, 2023, 8, 13162–13176

- 
- 25) Strandberg, A., Skoglund, N., Thyrel, M. Morphological characterisation of ash particles from co-combustion of sewage sludge and wheat straw with X-ray microtomography. *Waste Management*, 2021, 135, 30–39
- 26) Strandberg, A., Chevreau, H., Skoglund, N. AI-assisted deep learning segmentation and quantitative analysis of X-ray microtomography data from biomass ashes. *MethodsX*, 2024, 13, 102812.
- 27) Ruban, V., López-Sánchez, J.F., Pardo, P., Rauret, G., Muntau, H., Quevauviller, Ph. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments - A synthesis of recent works. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 2001, 370(2-3): 224-228
- 28) EEA, 2022. Waterbase - UWWTD: Urban Waste Water Treatment Directive – reported data [WWW Document]. Eur. Environ. Agency.
- 29) Eurostat, 2023. Sewage sludge production and disposal [WWW Document]. Eurostat. [https://doi.org/10.2908/env\\_ww\\_spd](https://doi.org/10.2908/env_ww_spd)
- 30) Ahlmén, M., Hellsberg, J., 2020. Combined heat and power plants integrated with carbon capture: Process and system level potential. Chalmers university of technology
- 31) Swedenergy, 2022. District heating statistics [WWW Document]. URL <https://www.energiforetagen.se/statistik/fjarrvarmestatik/tillford-energi/>
- 32) Einarsson, R., Persson, U.M. Analyzing key constraints to biogas production from crop residues and manure in the EU - A spatially explicit model. *PLoS One* 2017, 12, 1–23
- 33) Iordan, C.M., Giroux, B., Næss, J.S., Hu, X., Cavalett, O., Cherubini, F. Energy potentials, negative emissions, and spatially explicit environmental impacts of perennial grasses on abandoned cropland in Europe. *Environ. Impact Assess. Rev.* 2023, 98
- 34) Björnsson, L., Prade, T. Sustainable Cereal Straw Management: Use as Feedstock for Emerging Biobased Industries or Cropland Soil Incorporation? *Waste and Biomass Valorization*, 2021,12, 5649–5663
- 35) Energimyndigheten, 2025. Trädbränsle och torvpriser, per år exklusive skatt, från och med 1993, kronor/MWh fritt förbrukare, löpande priser. [https://pxexternal.energimyndigheten.se/pxweb/sv/Energimyndighetens\\_statistik\\_databas/Energimyndighetens\\_statistikdatabas\\_Officiell\\_energistatistik\\_Tradbransle\\_och\\_torvpriser/2\\_EN0307\\_2.px/](https://pxexternal.energimyndigheten.se/pxweb/sv/Energimyndighetens_statistik_databas/Energimyndighetens_statistikdatabas_Officiell_energistatistik_Tradbransle_och_torvpriser/2_EN0307_2.px/)
- 36) Energimyndigheten 2025. Avfallspriser per år, kronor/MWh fritt förbrukare, löpande priser exklusive skatt. [https://pxexternal.energimyndigheten.se/pxweb/sv/Energimyndighetens\\_statistik\\_databas/Energimyndighetens\\_statistikdatabas\\_Officiell\\_energistatistik\\_Tradbransle\\_och\\_torvpriser/4\\_EN0307\\_1\\_avfall.px/](https://pxexternal.energimyndigheten.se/pxweb/sv/Energimyndighetens_statistik_databas/Energimyndighetens_statistikdatabas_Officiell_energistatistik_Tradbransle_och_torvpriser/4_EN0307_1_avfall.px/)
- 37) Stockholm Vatten och Avfall (2018). Slamstrategi för Stockholm Vatten och Avfall

---

[https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf/riktlinjer/slamstrategi\\_med\\_bilagor.pdf](https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf/riktlinjer/slamstrategi_med_bilagor.pdf)

- 38) Bagheri, M. Sewage sludge treatment scenarios: techno-economic analyses of energy and phosphorus recovery focusing on implementation challenges. 2024, Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet, ISSN 1402-1544
- 39) Karki, S., Elsgaard, L., Kandel, T.P. and Lærke, P.E. Carbon balance of rewetted and drained peat soils used for biomass production: a mesocosm study. *GCB Bioenergy*, 2016, 8, 969-980.
- 40) Niemi, J., Mattila, T., Seppälä, J. Rewetting on agricultural peatlands can offer cost effective greenhouse gas reduction at the national level, *Land Use Policy*, 2024, 146, 107329
- 41) Grundestam, C., Johansson, K., Mellin, A., Malmaeus, M., Rahmberg, M. (2020). Konsekvensbeskrivning för framtida slamhantering och fosforåtervinning -Livscykelanalys och ekonomiska beräkningar av två utvalda teknikdjor för fosforåtervinning. Rapport C 541
- 42) Ahlström, M., Johannesdottir, S., Bauer, T. och Eveborn, D. (2025). Hållbar hantering av avloppsslam i ett Norrlandsperspektiv. SVU-rapport 2025-12. Stockholm: Svenskt Vatten.
- 43) Sundqvist J-O, Bolinius DJ (2022). Fossilt kol i returträflis. SMED Rapport Nr 14 2022
- 44) European Union. Directive (EU) 2023/2413 of the European Parliament and of the Council of 18 October 2023 amending Directive (EU) 2018/2001, Regulation (EU) 2018/1999 and Directive 98/70/EC as regards the promotion of energy from renewable sources, and repealing Council Directive (EU) 2015/652
- 45) Holmgren K, Hagberg L (2009). Life cycle assessment of Fischer-Tropsch diesel based on peat and biomass. IVL Report B1833.
- 46) Berglund M, Clason C, Bååth Jacobsson S, Bergström Nilsson S & Sund V. 2013. Klimatavtryck av insatsvaror i jordbruket – ungnöt, smågrisar, gyltor och strömedel. Rapport från Hushållningssällskapet Halland.
- 47) Baky A, Ahlgren S (2020). Systemanalys av biodrivmedel baserade på halm och vall - samproduktion av etanol och bioolja. RISE Rapport 2020:27.
- 48) Naturvårdsverket (2026). Värden för att beräkna utsläppsminskning, Klimatklivet.
- 49) Eriksson, J. (2001) Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertiliser, precipitation and in oil and crops, Naturvårdsverket, ISBN 91-620-5159-8
- 50) Strömberg, B., Herstad Svärd, S (2012) Bränslehandboken 2012, Värmeforsk rapport nr 1234, ISSN 1653-1248
- 51) IVL rapport B2401, Bhasin *et al.*, 2020. Framtida slamhantering - Förbränning kombinerat med fosforåtervinning från askan
- 52) Nilsson, C., 2024. Phosphorus recovery from sewage sludge. Doktorsavhandling, Örebro Universitet. ISBN: 978-97-7529-562-6

- 
- 53) Johansson, O., 2024. Waste or Resource – The Function of Waste Law in a Circular Economy, Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet. ISBN: 978-91-8048-659-0
- 54) Jordbruksverket (2017) Användning av aska som gödselmedel på åkermark, Version 1  
<https://jordbruksverket.se/download/18.1c27146717f4a95f8783ed1/1646229105759/Anvandning-av-aska-som-godselmedel-pa-akermark-tga.pdf>
- 55) Pettersson, M., & Johansson, O. How Cautious Should We Be? The Role Of The Precautionary Principle In The Regulation Of Sewage Sludge In Sweden. *Detritus – Multidisciplinary Journal for Waste Resources and Residues*, 2022, 21, 105–113
- 56) Johansson, O. Pettersson, M., Bauer T.; Actors' perspectives on barriers to the use of sewage sludge in Sweden. *Water Policy*, 2024, 26 (4), 395–409