

Slutrapport

Energimyndighetens titel på projektet – svenska

Energieffektiv återvinning av resursen avloppsslam genom pyrolys

Energimyndighetens titel på projektet – engelska

Energy-efficient recovery of the resource sewage sludge through pyrolysis

Organisation

RISE

Division Bioekonomi

Ultunaallén 4, Uppsala

Namn på projektledare

André Selander, RISE (feb-nov 2024) och Ida Sylwan, RISE (dec 2024-maj 2025)

Namn på eventuella övriga projektdeltagare

Gudrun Magnusson, Amanda Andersson och Johan Stenholm (Lidköping miljö och teknik), Christian Olausson och Christoffer Widén (Lidköping Energi), Edvard Hamilton (Brachio), Gunnar Thelin (Ekobalans), Caroline Hillforth (RISE).

Nyckelord

Avloppsslam; resursverk; pyrolys; biokol; slambiol; termisk behandling; processintegrering

Förord

Avloppsslam är en biobaserad resurs som innehåller fosfor, kalium och kol. Idag tillvaratas dessa ämnen genom att slammet till stor del sprids på åkermark. Slammet kan dock innehålla föroreningar såsom kadmium, läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar, smittämnen och mikroplast. Ett alternativ är att göra biokol av slammet genom pyrolys. Då elimineras de flesta av föroreningarna medan de önskvärda ämnena blir kvar. Biokolet blir en möjlig gödningsråvara.

En utmaning är att slammet innehåller 75 procent vatten som måste torkas bort före pyrolys, vilket är energikrävande. Denna genomförbarhetsstudie syftar till att undersöka de energimässiga fördelarna med att samgruppera slampyrolys med en förbränningsanläggning. För torkning av slammet tas värme från rökgaser från avfallsförbränning och fuktmettade rökgaser kan återföras till förbränningsanläggningen tillsammans med rökgaser från pyrolysen. På det sättet möjliggörs energiåtervinning efter torkningen, och förbränningsanläggningens befintliga gasrening kan användas för rening av rökgaser från slampyrolysanläggningen. Projektet belyser även tekniska och ekonomiska förutsättningar samt klimatpåverkan.

I projektet har alla intressenter i denna nya värdekedja deltagit: avloppsrening, energibolag, teknikleverantör och kretslopps företag. Projektet har letts av RISE och finansierats av Energimyndigheten med medfinansiering från parterna Ekobalans, Brachio, Lidköping miljö och teknik samt Lidköping Energi. Författarna vill tacka Kent Davidsson som var med och initierade projektet, Karl Malm och Peter Johansson som bistått med underlagsinformation om torkteknik, Bassam Badran som bidragit med förslag gällande energiberäkningarna samt Marcus Ahlström, Solveig Johannesdottir och Elin Kuskoffsky som agerat bollplank rörande olika aspekter av slamhantering.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	7
1 Inledning	9
2 Bakgrund	10
2.1 Pyrolys av avloppsslam.....	10
2.2 Integrering av slamhantering och kraftvärmeproduktion ...	12
2.3 Kraftvärmeproduktion i Lidköping.....	13
2.4 Avloppsslam från i Lidköping	13
3 Genomförande	18
3.1 Projektkonstellation och övergripande genomförande	18
3.2 Val av scenarier	19
3.3 Energiberäkningar.....	19
3.4 Beräkning av sammansättning blandbiokol	24
3.5 Teknik och integrering med kraftvärmeverket.....	24
3.6 Ekonomiska beräkningar.....	25
3.7 Klimatpåverkan	26
4 Resultat	27
4.1 Energianvändning.....	27
4.2 Teknik och integrering med kraftvärmeverket.....	30
4.3 Ekonomi.....	35
4.4 Klimatpåverkan	40
4.5 Underlag till tillstånd för pilotanläggning	41
5 Diskussion och slutsatser	42
Referenser	45
Bilagor	49
Bilaga 1. Indata till energiberäkningar	49
Bilaga 2. Torkteknik.....	52
Bilaga 3. Parametrar för ekonomisk kalkyl samt investerings- kostnader, beräknade fasta och rörliga kostnader och intäkter..	55

Bilaga 4. Indata för beräkning av löpande kostnader och intäkter	59
---	----

Sammanfattning

Återvinning av avloppsslam kan bidra med växtnäring och organiskt material till jordbruket. Avloppsslam innehåller också föroreningar vars spridning bör minimeras. Genom pyrolys av slam kan organiska föroreningar kraftigt minskas eller elimineras och annan hygienisering av slammet kan undvikas. Vid pyrolys hettas slammet upp utan närvaro av syre och lättflyktiga organiska föreningar avgår samtidigt som större organiska föreningar omvandlas - materialet förkolnas. Slambiokelet som genereras vid pyrolys innehåller fosfor och kol, vilka kan utgöra resurser för jordbruket.

Detta projekt har undersökt samgruppering av slampyrolys med kraftvärmeproduktion. Det senare i form av en avfallsförbränningsanläggning. Syftet är att skapa synergier utifrån ett energi- och kostnadsperspektiv. Projektet baserades på följande idé/koncept: att rökgaser från förbränning skulle kunna användas för torkning av slam och fuktmättade rökgaser samt rökgaser från pyrolys kan återföras till kraftvärmeverket för energiåtervinning och gasrening. Studien har utförts med avseende på slamhantering i Lidköping.

Resultaten indikerar att integrering av slamtorkning- och pyrolys vid kraftvärmeverket i Lidköping skulle ge ett visst tillskott av energi, vilket skulle kunna öka fjärrvärmeproduktionen något. De potentiella intäkterna vid slampyrolys skulle inte kompensera fullt ut för den investering och de driftkostnader som skulle krävas för upprättande av en slampyrolysanläggning vid kraftvärmeverket i Lidköping. För att motivera en investering så behöver Lidköping miljö och teknik (som driver det lokala avloppsreningsverket i Lidköping stad) betala en avgift till Lidköping Energi (som driver kraftvärmeverket). Beräkningar indikerar att denna kostnad/avgift behöver öka något jämfört med dagens slamavsättningskostnad, vid torkning och pyrolys av enbart slam. Dock kan konceptet vara genomförbart till en rimlig kostnadsnivå. Vid inblandning av träflis före pyrolys, för att uppnå en mer fördelaktig energibalans och ett mer funktionellt biokol, beräknades en högre avgift krävas av Lidköping miljö och teknik, vilket beror på en hög kostnad för inköp av träflis. De tekniska förutsättningarna för att använda rökgas för torkning av slam behöver utredas vidare. Gällande klimatpåverkan bedöms slampyrolys vara fördelaktigt jämfört med användning av avvattnat slam på jordbruksmark.

Sammantaget indikerar resultaten att konceptet är lovande utifrån energiperspektiv (ingen minskning av energiproduktion), ekonomiskt perspektiv (rimlig kostnadsökning för slamhantering) och

klimatperspektiv (minskad klimatpåverkan). De tekniska förutsättningarna för slamtorkning samt jordbrukets efterfrågan på slambiol bör dock utredas vidare.

Summary

Recycling of sewage sludge can contribute plant nutrients and organic matter to agriculture. Sewage sludge also contains pollutants, the spread of which should be minimized. Through pyrolysis of sludge, organic pollutants can be greatly reduced or eliminated, and other type of sludge sanitization can be avoided. During pyrolysis, the sludge is heated in the absence of oxygen and volatile organic compounds are released at the same time as larger organic compounds are converted - the material is charred. The sludge biochar generated during pyrolysis contains phosphorus and carbon, which can constitute resources for agriculture.

This project has investigated the combination of sludge pyrolysis with cogeneration. The latter in the form of a waste incineration plant. The aim is to create synergies from an energy and cost perspective. The project was based on the following idea/concept: flue gases from combustion could be used for sludge drying and moisture-saturated flue gases and flue gases from pyrolysis could be returned to the cogeneration plant for energy recovery and gas purification. The study has been carried out with regard to sludge management in the municipality of Lidköping.

The results indicate that integrating sludge drying and pyrolysis at the Lidköping CHP would provide a certain amount of energy, which could increase district heating production somewhat. The potential revenues from sludge pyrolysis would not fully compensate for the investment and operating costs that would be required to establish a sludge pyrolysis plant at the Lidköping CHP. To justify an investment, Lidköping miljö och teknik (who operate the local wastewater treatment plant in Lidköping city) needs to pay a fee to Lidköping Energi (who operate the CHP). Calculations indicate that this cost/fee needs to increase somewhat compared to today's sludge disposal cost, when drying and pyrolyzing sludge alone. However, the concept may be feasible at a reasonable cost level. When mixing wood chips into sludge pre pyrolysis, in order to achieve a more favorable energy balance and a more functional biochar, it was estimated that a higher fee would be required by Lidköping miljö och teknik, which is due to the high cost of purchasing wood chips. The technical conditions for using flue gas for drying sludge need to be investigated further. Regarding climate impact, sludge pyrolysis is considered compared to using dewatered sludge on agricultural land. Overall, the results indicate that the concept is promising from an energy perspective (no reduction in energy production), an economic perspective (reasonable cost increase for sludge management) and a climate perspective (reduced climate impact). However, the technical conditions

for sludge drying and agricultural demand for sludge biochar should be investigated further.

1 Inledning

Avloppsslam genereras som en biprodukt vid rening av avloppsvatten. Centraliserad, avancerad avloppsvattenrening är väl utbyggd i Sverige, där i princip alla reningsverk har god rening av organiskt material och fosfor samt i många fall även kväve (SVU, 2021). För avskiljning av kväve och fosfor kombineras mekanisk, biologisk och kemisk rening. Där den biologiska reningen idag bygger på nitrifikation-denitrifikation, där kväve till stor del avgår till atmosfären. Reningsgraden för fosfor vid reningsverk med denna kombination av processer är i snitt 98 % för organiskt material och 95 % för fosfor (SCB, 2022). Majoriteten av avloppsvattnets fosforinnehåll återfinns i slammet. Innehållet av organiskt material i slammet härrör från både inkommande belastning av organiskt material samt biomassa som genereras i den biologiska reningen.

Både fosfor och organiskt material är resurser som ses som användbara för jordbruket, och avvattnat avloppsslam levereras idag utan kostnad till lantbrukare. Samtidigt pågår forskning och försök för att förädla slammet till en gödselprodukt som användaren potentiellt skulle vilja betala för. En ökande mängd forskning undersöker ”resursifiering” av avfall, där resurser från avfall eller i relation till avfall definieras utifrån hur den praktiska hanteringen ser ut (Ekman Burgman, 2024). Även branschorganisationen Svenskt Vatten lyfter möjligheten och utmaningen i att gå från avloppsreningsverk till ”resursverk”, där man utöver rening av avloppsvatten (och ev. återanvändning) också behöver beakta återvinning av näringsämnen och energi samt klimatneutralitet (Svenskt Vatten, u.å.a).

Pyrolys är en av de tekniker för förädling av slam som just nu testas på flera håll i Norden. Pyrolysanläggningar som hanterar större mängder slam drivs på flera håll, b.l.a. sedan våren 2021 i Käringmossen utanför Helsingfors, Finland (HSY, u.å.), och sedan 2018 i Odense, Danmark (Aquadreen, 2018). I Sverige är en pilotanläggning i gång vid Ellinge reningsverk i Skåne sedan våren 2025. En fullskaleanläggning (57 000 pe) är även under uppförande vid Margaretelunds reningsverk i Åkersberga och planeras vara i full drift från 2026 (Roslagsvatten, u.å.). Fördelen med pyrolys är framför allt att processen kraftigt kan reducera eller eliminera organiska miljögifter, exempelvis läkemedelsrester och PFAS. Den huvudsakliga utmaningen är slammets vattenhalt, vilken gör att energikrävande torkning krävs före pyrolysteget.

Detta projekt syftar till att undersöka samgruppering av slampyrolys med kraftvärmeproduktion, i detta fall en avfallsförbränningsanläggning, med avseende på potentialen till energiutvinning, tekniska och ekonomiska förutsättningar samt uppskattade klimateffekter. Idén är att rökgaser från

förbränning används för torkningen och de fuktmättade rökgaserna samt rökgaser från pyrolysen kan återföras för energiåtervinning och gasrening.

2 Bakgrund

2.1 Pyrolysis av avloppsslam

Pyrolysis sker genom upphettning av biomassa under frånvaro av syre, vilket gör att biomassan sönderdelas till biokol, olja och pyrolysgas. För att maximera utbytet av biokol är långsam pyrolysis att föredra, där hastigheten för uppvärmning av biomassa ligger kring 0.1–1 °C per sekund och måltemperaturen typiskt i intervallet 550–950 °C (Demirbas & Arin, 2002). Pyrolysisprocessen är endoterm, vilket innebär att energi krävs för omvandling av materialet. Vid slampyrolysis står dock torkning av slam för det huvudsakliga energibehovet, och torkningen har uppskattats kräva cirka fem gånger mer energi jämfört med pyrolysis av slammet (McNamara m.fl., 2019). Som nämnts i inledningen pågår utveckling av slampyrolysis på flera håll i Norden. Slampyrolysis har dock förekommit åtminstone sedan 70-talet, med ett återväckt intresse inom avloppsbranschen under senare år (Winchell m.fl., 2022). Direkt förbränning av pyrolysgaser (inklusive olja i gasform) genererar energi som kan täcka en del av energibehovet för slamtorkning.

Det agronomiska värdet hos slambiol är framför allt dess potential att tillföra av kol och fosfor till marken samt dess kalkeffekt. Bland de huvudsakliga växtnäringsämnen i slam – fosfor, kväve och kalium – koncentreras fosfor och kalium i slambiolet vid pyrolysis. Kväve avgår dock med upp till 40 %, främst i form av ammonium och vätecyanid (Winchell m.fl., 2022). Slambiol kan öka markens pH och katjonbyteskapacitet vilket anses gynna markens bördighet och grödans produktivitet. Samtidigt finns risk att biolet binder till sig näringsämnen och att växttillgängligheten därmed försämras. Därför finns ett behov av ytterligare forskning med avseende på interaktioner mellan slambiol, markegenskaper och gröda samt långtidsstudier där näringsämnen och föroreningar övervakas (Paz-Ferreiro m.fl., 2018).

Pyrolysis av slam kan också generera en klimatnytta. Kolinnehållet i slambiol kan betraktas som en kolsänka vid användning på mark (eller i exempelvis konstruktionsmaterial, där det inte riskerar att förbrännas i senare skede). Kolinnehållet i slambiol har tidigare uppskattats motsvara 340,7 kg CO₂e per ton torkat slam. Baserat på kolets stabilitet antogs 71 % av kolinnehållet i slambiol finnas kvar i marken efter hundra år (Sun m.fl., 2022). Om slamagringen tas bort genom att slammet går omedelbart från avvattning till torkning och pyrolysis kan också

växthusgasutsläpp från slamlagret undvikas. Slampyrolys reducerar dessutom den massa som skall avsättas och därigenom även transportbehovet för slutprodukten – avvattnat slam eller slambiokol. Slambiokolets massa är cirka 50–60 % i relation till torkat slam (Teoh & Li, 2020). Då andelen vatten i avvattnat slam typiskt ligger på minst 80 % blir massan torrt slambiokol endast cirka 10 % i relation till massan avvattnat slam.

Föroreningar som förekommer i slam omfattar bland annat tungmetaller, dioxiner, furaner, polyklorerade bifenyler (PCB), per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS), mikroplast och läkemedelsrester (Schlederer m.fl., 2024; Ni m.fl., 2020; Varjúová m.fl., 2025). De flesta tungmetaller drivs inte av under pyrolys, och koncentrationen av tungmetaller är därmed högre i slambiokol än i torkat slam. För dioxiner finns få studier utförda på pyrolys av avloppsslam, men studier på annan typ av biomassa har visat att halten i biokol generellt är låg under förutsättning att processen samt avsvälningen av biokol sker under syrefria förhållanden. PCB i slambiokol återfinns framför allt vid lägre pyrolystemperaturer; en studie indikerade maximala halter vid 350 °C, medan temperaturer på 600 °C och högre reducerade PCB-halterna med mer än 97 %. Toxiska volatila ämnen så som bensen, toluen och propanol kan bildas under pyrolys. Då de är volatila avgår de som gaser. Även dessa ämnen avskiljs mer effektivt vid högre pyrolystemperatur samtidigt som det är viktigt att pyrolysgasen separeras från biokolet så att dessa ämnen inte riskerar hamna i biokolet genom att de kondenserar ur gasfas. För PFAS finns ännu begränsat med data gällande dess avskiljning vid slampyrolys, men ett antal studier har indikerat att halterna av PFAS i slambiokol kan reduceras kraftigt jämfört med halterna i slam. Temperaturen för pyrolys är lägre än de temperaturer som normalt krävs för att bryta ner PFAS, men dessa ämnen har antagits drivas av med pyrolysgaserna. Polycycliska aromatiska kolväten (PAH) kan genereras under pyrolysprocessen och förekommer i biokol men kan kontrolleras genom pyrolysförhållanden och genom kontrollerad avkylning av biokolet (Schlederer, m.fl., 2024). Lovande resultat har uppvisats gällande reduktion av mikroplaster genom pyrolys, med över 99 % reduktion vid pyrolystemperatur över 450 °C (Ni m.fl., 2020). Många läkemedelsrester i slammet kan avlägsnas nästan helt vid tillräckligt hög pyrolystemperatur; Varjúová m.fl. (2025) fann halter under detektionsnivå och reduktion av nära 100 % vid pyrolystemperatur över 550 °C (med avseende på 13 vanligt förekommande läkemedels- och narkotikasubstanser i slam). Sammantaget är pyrolys en lovande metod för att avskilja en lång rad organiska föroreningar från slammet, samtidigt som tungmetaller anrikas. Halterna tungmetaller beror i huvudsak av de halter som finns i slammet samt pyrolystemperatur. Utöver dessa

föroreningar gör pyrolys också att smittämnen i slammet elimineras vilket gör att annan typ av hygienisering kan undvikas.

2.2 Integrering av slamhantering och kraftvärmeproduktion

Ett begränsat antal studier som undersökt integrering av slampyrolys och/eller slamtorkning har identifierats¹. Några exempel på olika form av integrering ges här.

Widman (2014) undersökte förutsättningar att använda överskottsvärme för slamtorkning vid Dåva kraftvärmeverk i Umeå. Torkapparaturen dimensionerades efter slamflöden och torkkapacitet. Slutsatsen blev dock att mindre än 20 % av överskottsvärmen skulle kunna användas för slamtorkning. En större tork och högre investeringskostnad bedömdes krävas för att kunna utnyttja mer av överskottsvärmen, detta då utnyttjandet utgick ifrån överskottsvärmens timvisa tillgänglighet, där effekttoppar i överskottsvärme inte skulle kunna utnyttjas till fullo med en mindre tork.

Salman m.fl. (2019) modellerade energibalansen för (indirekt) slamtorkning och pyrolys, genom utnyttjande av fjärrvärme för slamtorkning och förbränning av produkter från pyrolys i ett kraftvärmeverk. Studien baserades på data från Eskilstuna avloppsreningsverk och kraftvärmeverk. Beräkningarna utgick ifrån 6 400 m³ rötat och avvattnat slam. I ett scenario där pyrolysgaser (inklusive olja) antogs gå direkt till förbränning i kraftvärmeverket fann man en negativ energibalans med nettobehov av drygt 1000 MWh/år för indirekt torkning följt av pyrolys.

Wang m.fl. (2021) räknade på energibalans vid integrering av slamhantering och kraftvärmeproduktion. De undersökte slamtorkning genom indirekt torkning (med rökgas som medium) med efterföljande förbränning av det torkade slammet. I deras beräkningar antogs att förbränningstemperatur i kraftvärmepannan samt rökgasproduktion var konstant eftersom utgångspunkten var att minska behovet av annan biomassa in till kraftvärmeverket. Det gjorde att effekten på energiutbyte vid kraftvärmeverket totalt sett blev negativ – med minskning av fjärrvärmeproduktionen efter rökgasrening från 27,7 till 26,7 MW. Fördelen med denna integrering var alltså framför allt att få avsättning för slammet och samtidigt minska behovet av annan biomassa. Dock ger denna integrering ingen förutsättning för att återvinna fosfor och kol.

¹ Denna slutsats dras utifrån en sökning i sökmotorn Scopus där sökorden ”sludge AND (pyrolysis OR drying) AND CHP” genererade 35 träffar, där de allra flesta behandlade utvinning av värme och el genomförbränning av biogas eller pyrolysgas och inte integrering med storskalig kraftvärmeproduktion

Dai m.fl. (2017) undersökte förutsättningarna för slamtorkning genom direkt torkning med rökgas (konstgjord rökgas framställd i labb). En av deras slutsatser var att direkt torkning genom denna metod skulle vara betydligt mer kostnadseffektivt jämfört med indirekt torkning. Experimentell undersökning indikerade att slammets energiinnehåll (värmevärde) bevarades till 95 % under denna form av torkning. De undersökte även avgång av volatila ämnen under torkning, och fann att denna var temperaturberoende med högre avgång vid 300 °C än vid 100 °C. Utsläppen var dock under de gränsvärden som finns i Kina (de ämnen som är reglerade i Kina och undersöktes var N-heptan, anilin, nitrobenzen, 3-nitrotoluen, 4-klor-2-metylanilin, 2,6-dinitrotoluen, bensen, etylbensen och xylen; ingen jämförelse har gjorts mot Svenska regelverk). Studien visade även att slammet kan fungera som ett filter för rökgaserna, där partikulärt material (PM10, PM2,5) samt svaveldioxid avskiljs. Beroende på sammansättning hos dessa partiklar är det tänkbart att exempelvis metaller kan tillföras slammet under torkningsprocessen.

2.3 Kraftvärmeproduktion i Lidköping

Kraftvärmeproduktionen vid Lidköping Energi är baserad på en kombination av bränslen, där förbränning av avfall står för basproduktionen. Verket har tre avfallspannor med en gemensam effekt på 70 MW. Vid belastningstoppar balanseras produktionen med två mindre pannor som drivs av bioolja. Man använder även en ackumulator (större varmvattencistern) för att kompensera för variationer i värmekonsumtionen. Vid behov, i samband med störningar, kan en separat placerad oljepanna startas. Oljepannan kan drivas med bränsle av både vegetabiliskt och fossilt ursprung, fossiloljan står dock för en minimal del av den totala energiproduktionen.

För att upprätthålla elproduktion under sommarmånaderna, då fjärrvärmekonsumtionen är låg, så kyls anläggningen under denna period i stället via intag av vatten från Vänern. Under projektet diskuterades att det rent teoretiskt vore attraktivt om man kunnat bedriva slamtorkning endast under sommartid, då man har en betydande mängd överskottsvärme att bli av med vid kraftvärmeverket. Den överskottsvärme som genereras sommartid uppskattades räcka för att torka allt slam ner till 20 % fukthalt. Dock bedömdes det som problematiskt att lagra slammet (både avvattnat och torkat) under längre tid med tanke på kraftvärmeverkets placering i anslutning till Lidköpings centrala delar, vilket gjorde att denna möjlighet inte utreddes vidare.

2.4 Avloppsslam från i Lidköping

Lidköpings reningsverk genererar cirka 5 000 ton avvattnat slam per år, med cirka 76% vattenhalt eller 24% torrsbstans (TS). Vilket alltså

motsvarar cirka 1 200 ton TS. Slammet rötas inte. Slammet avsätts idag, i avvattnad form, för tillverkning av anläggningsjord (ca 80%) samt till jordbruksmark (ca 20%). En entreprenör är upphandlad av Lidköping miljö och teknik för att hämta slammet från reningsverket och distribuera ut det till slutavsättning. Hygienisering före användning på jordbruksmark sker genom långtidslagring. För detta betalar Lidköping miljö och teknik en avgift per ton avvattnat slam.

Slammets sammansättning övervakas regelbundet inom ramen för Lidköping miljö och tekniks löpande verksamhet. Analys utförs (av Eurofins) med avseende på makronäringsämnen, pH, TS-halt och glödförlust (Tabell 1), organiska föroreningar (Tabell 2) samt metaller (Tabell 3). Halterna av fosfor och kväve i slammet (Tabell 1) ligger typiskt kring 1,5–1,9 respektive 4–6 % av TS. Halterna bedöms som representativa för kommunalt avloppsslam, men högre fosforhalten (kring 3 %) förekommer i slam från reningsverk i t.ex. Halland (Sylwan m.fl., 2025) och enligt litteraturdata (Zielinska m.fl., 2015). Metallhalterna i slammet ligger med god marginal under de gränsvärden för användning av slam på jordbruksmark som gäller enligt svensk lagstiftning samt enligt EU:s regelverk för organiska gödselmedel (Tabell 3). Den senare omfattar idag dock inte avloppsslam eller slambiotek. För användning av slam på jordbruksmark gäller även SNFS 1994:2, ”Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket” som reglerar vilka maximala mängder metaller samt fosfor som årligen får tillföras till jordbruksmark, i antal g respektive kg per hektar och år.

Tabell 1. Slammets sammansättning med avseende på makronäringsämnen, pH, torrsubstanshalt (TS-halt) och glödförlust, åren 2021–2023. Halterna anges som medelvärden, med maxvärde angivet inom parentes.

Parameter	2021	2022	2023
Kväve, N-tot (g/kg TS)	48,3 (57)	47,3 (64)	45,0 (49)
Fosfor, P-tot (g/kg TS)	17,3 (22)	17 (19)	17 (19)
Ammoniumkväve, NH₄ – N (g/kg TS)	8,4 (18,9)	12,1 (59,4)	10,2 (17,1)
pH	5,7 (6,5)	6,0	6,4
TS (%)	21,8	22,2	23,1
Glödförlust (%)	78	82 (82,9)	80 (83,5)

Tabell 2. Slammets sammansättning med avseende på organiska föreningar, åren 2021–2023. Halterna anges som medelvärden, med maxvärde angivet inom parentes.

Parameter (mg/kg TS)	2021	2022	2023
Toluen	0,85 (2,5)	0,49 (0,94)	0,35 (0,8)
PCB7, summa	0,010 (0,01)	0,009 (0,014)	0,022 (0,130)
PAH6, summa	0,25 (0,55)	0,32 (0,52)	0,40 (0,68)
Nonylfenol, summa	2,6 (3,9)	2,4 (3,8)	2,7 (3,4)

Tabell 3. Slammets sammansättning med avseende på metaller, åren 2021–2023. Halterna anges som medelvärden, med maxvärde angivet inom parentes. Gränsvärden anges som jämförelse; enligt 20 § förordningen (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter samt enligt EU:s Fertilizer products regulation (FPR). FPR gäller idag inte för avloppsslam eller slambiokol, men kan ändå anses relevant som referensvärden för andra organiska gödselmedel. FPR har även ett gränsvärde för oorganisk arsenik (As) på 40 mg/kg torrsubstans (TS) (mäts inte regelbundet av Lidköping miljö och teknik).

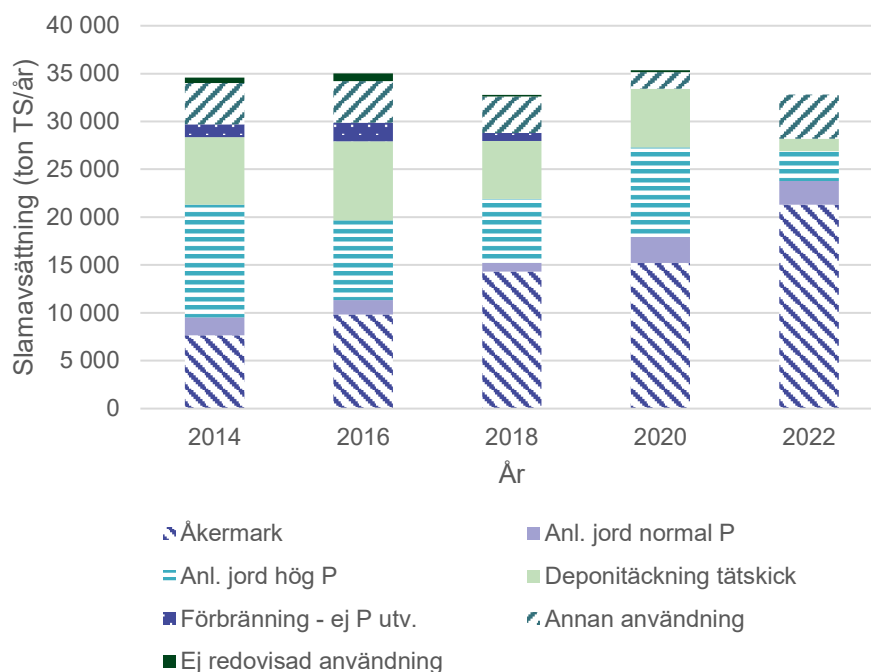
Parameter (mg/kg TS)	2021	2022	2023	Förordning (1998:944), gränsvärden	EU- förordning (2019/100), ”FPR”, gränsvärden
Hg	0,12 (0,16)	0,16 (0,25)	0,17 (0,28)	2,5	1
Cd	0,34 (0,40)	0,36 (0,80)	0,46 (1,2)	2	1,5
Pb	6,9 (9,8)	7,1 (9,3)	7,7 (11)	100	120
Cu	164 (200)	157 (170)	164 (190)	600	300
Zn	242 (300)	248 (310)	249 (330)	800	800
Cr	21 (31)	19 (23)	20 (25)	100	-
Cr, sexvärt	-	-	-	-	2
Ni	10,5 (15)	9,6 (12)	10,2 (12)	50	50
Ag	0,89 (1,7)	1,24 (5,2)	1,01 (1,1)	-	-
Mo	3,3 (3,3)	3,2 (4,0)	3,4 (4,0)	-	-
Sb	0,49 (0,55)	0,48 (0,49)	0,57 (1)	-	-
W	0,69 (1,5)	0,82 (1,5)	1,07 (2)	-	-
Sn	1,2 (1,5)	1,0 (1,3)	1,0 (1,9)	-	-

Idag finns en mindre silo för avvattnat slam vid reningsverket, och denna töms cirka var tredje dag genom att den upphandlade entreprenören hämtar upp slam via tipplucka (Figur 1).



Figur 1. Slamsilo och slamutlastning, där utlastningsband med tipplucka syns till höger i bild.

För Västra Götalandsregionen som helhet har slamavsättning till jordbruksmark successivt ökat över tid medan motsatt trend råder för avsättning som anläggningsjord och för tätskikt till deponier (Figur 2).



Figur 2. Slamavsättning i Västra Götalandsregionen (baserat på data från SCB). Utöver mängder redovisade i diagrammet avsattes 140 ton torrsbstans (TS) på skogsmark (2014), 180 ton TS till förbränning med P-utvinning (2014), mellan 147 och 185 ton TS/år till deponi (2018–2022), och upp till 1% av slammet har lagerhållits från år till år.

3 Genomförande

3.1 Projektkonstellation och övergripande genomförande

Projektet har skett i samverkan mellan Lidköping miljö och teknik (Gudrun Magnusson, Amanda Andersson, Johan Stenholm), Lidköping Energi (Christoffer Widén, Christian Olausson), Brachio (Edvard Hamilton, Rickard Olsson), Ekobalans (Gunnar Thelin) och RISE (Ida Sylwan, André Selander, Caroline Hillforth). Projektledare var Ida Sylwan och André Selander.

Projektet har baserats på teoretiska undersökningar vilka pågått under 2024/2025. Utöver detta samlades projektparterna den 31 mars-1 april 2025 i Lidköping för en serie av studiebesök; vid Lidköpings reningsverk, vid en pyrolysanläggning från Brachio (som producerar biokol från träflis) samt vid Lidköpings kraftvärmeverk.

3.2 Val av scenarier

De analyser som gjorts under projektet har utgått ifrån två scenarier:

Scenario A. ”Slambiokol”, där det avvattnade avloppsslam som produceras vid det kommunala avloppsreningsverket i Lidköping genomgår torkning och pyrolys.

Scenario B. ”Blandbiokol”, där det avvattnade avloppsslammet blandas med flis före torkning och pyrolys. Mängden flis som tillsätts beräknades utifrån målsättningen att nå en fosforkoncentration av 2 % i biokolet.

Fördelen med scenario B är att kolinlagringen i marken blir högre, där kolet kan betraktas som en kolsänka (benämns även som negativt klimatutsläpp) (Naturvårdsverket, 2025). Den ökade kolinlagringen möjliggörs eftersom halten av fosfor (P) i blandbiokolet blir lägre, och en större giva av blandbiokol kan tillåtas jämfört med tillåten giva av slambiokol. Den maximala fosforgivan på jordbruksmark är 22 kg P per hektar (Jordbruksverket, 2023). En större tillförsel av stabilt kol till marken kan också ge en större effekt med avseende på markens bördighet.

3.3 Energiberäkningar

Figur 3a visar en schematisk skiss över slampyrolys som fristående lösning medan Figur 3b visar en schematisk skiss över konceptet för integrering med kraftvärmeproduktion. Energiberäkningar gjordes i Excel, med en modell baserad på termodynamiska lagar. Målsättningen var att bestämma mängden energi som:

- överförs (till vattenånga och slam eller slam/träflisblandning) vid torkning av slammet eller slam/träflis-blandningen (\dot{Q}_T),
- finns i torra rökgaser från avfallsförbränning respektive energin i fuktmättade rökgaser (både från avfallsförbränning och förbränning av pyrolysgaser) efter att de använts för slamtorkning, för att bestämma differensen mellan dessa vilken benämndes \dot{Q}_{diff}
- överförs (till slam eller slam/träflis-blandning) vid pyrolys (\dot{Q}_P),
- frigörs vid förbränning av pyrolysgaser (P)
- återstår i rökgaser från pyrolys efter att dessa använts för att värma pyrolyisreaktorn (\dot{Q}_{rest})

på massflöden in av slam och träflis samt fukthalt och andel volatila ämnen i slam respektive träflis. Volatila ämnen definieras i dessa beräkningar som den andel av torkat råmaterial som avgår vid pyrolys. Temperaturen hos respektive gasflöde beräknades baserat på specifik värmekapacitet hos respektive gas, massflöden av gas samt gasens temperatur. För att få fram specifik värmekapacitet hos pyrolysgaserna antogs de bestå av 19,7% CO, 19,7% CO₂, 25,4% H₂O samt 35,2% olja, där oljan antogs vara jämförbar med naftalen.

3.3.1 Energi överförd vid torkning

Den energi som överförs vid torkning av slammet eller slam/träflis-blandningen (\dot{Q}_T) beräknades som summan av energi för torkning av slam ($\dot{Q}_{P,slam}$) och torkning av flis ($\dot{Q}_{P,tf}$) enligt:

$$\dot{Q}_T = \dot{Q}_{T,slam} + \dot{Q}_{T,tf}$$

där:

$$\begin{aligned} \dot{Q}_{T,slam} = \dot{m}_s \times (F_s C_{p,v} \times (100 - T_{in}) + F_s - \frac{(1 - F_s) F_{tork,ut}}{1 - F_{tork,ut}} \times L_V \\ + F_{tork,ut} \times C_{p,ång} \times (T_{tork} - 100) + (1 \\ - F_s) \times C_{p,s} \times (T_{tork} - T_{in}) \end{aligned}$$

och:

$$\begin{aligned} \dot{Q}_{T,tf} = \dot{m}_{tf} \times (F_{tf} C_{p,v} \times (100 - T_{in}) + F_{tf} - \frac{(1 - F_{tf}) F_{tork,ut}}{1 - F_{tork,ut}} \times L_V \\ + F_{tork,ut} \times C_{p,ång} \times (T_{tork} - 100) + (1 \\ - F_{tf}) \times C_{p,tf} \times (T_{tork} - T_{in}) \end{aligned}$$

där s eller tf markerar värden för slam respektive träflis, \dot{m} är massflödet av avvattnat slam eller slam/träflis-blandning före torkning, F_s och F_{tf} är fukthalt före torkning, $C_{p,v}$ är specifik värmekapacitet för vatten, T_{in} är temperaturen på slam eller slam/träflis-blandning när den går in till torken, $F_{tork,ut}$ är fukthalt efter torkning, L_V är förångningsentalpin för vatten, $C_{p,ång}$ är specifik värmekapacitet hos vattenånga, T_{tork} är temperaturen för torkning (och temperatur hos torkat material), $C_{p,s}$ är specifik värmekapacitet hos slam, och $C_{p,tf}$ är specifik värmekapacitet hos träflis.

3.3.2 Differens i energi hos rökgaser

Differensen i energi hos torra rökgaser (från avfallsförbränning) och hos fuktmättade rökgaser (från avfallsförbränning och förbränning av

pyrolysgaser, efter att de använts för slamtorkning) (\dot{Q}_{diff}) beräknades enligt:

$$\begin{aligned} \dot{Q}_{diff} = & (\dot{m}_{rökgas,avfall} \times C_{p,rökgas} + \dot{m}_{rökgas-py} \times C_{p,rökgas-py} \\ & + \dot{m}_{ånga} \times C_{p,ånga}) \times \Delta T_{skrubber-py} + \dot{m}_{ånga} \times L_V \\ & - \dot{m}_{rökgas,avfall} \times C_{p,rökgas} \times \Delta T_{skrubber} \end{aligned}$$

där $\dot{m}_{rökgas,avfall}$ är massflödet av rökgas från avfallsförbränning, $\dot{m}_{rökgas-py}$ är massflödet av rökgas från förbränning av pyrolysgaser, $C_{p,rökgas}$ är specifik värmekapacitet för rökgas från förbränning av avfall, $C_{p,rökgas-py}$ är specifik värmekapacitet för rökgas från förbränning av pyrolysgas, $\Delta T_{skrubber}$ är temperaturskillnaden hos rökgas före och efter skrubber under nuvarande drift av anläggningen, $\Delta T_{skrubber-py}$ är beräknad temperaturskillnad hos rökgas före och efter skrubber om pyrolys införs, och $\dot{m}_{ånga}$ är det beräknade massflödet av vattenånga från torkningen.

3.3.3 Energi överförd vid pyrolys

Den energi som överförs vid pyrolys av det torkade slammet eller slam/flis-blandning (\dot{Q}_P) beräknades baserat på energi för ångbildning ($E_{ångbildning}$), värmning av ånga ($E_{ånga}$), värmning av slammet ($E_{värmn}$) samt pyrolys av slam eller slam/flis-blandning (E_{pyro}^*) enligt:

$$\begin{aligned} \dot{Q}_P = & (E_{ångbildning,s} + E_{ånga,s} + E_{värmn,s} + E_{pyro}^*) \times \dot{m}_{tork,s} + \\ & (E_{ångbildning,tf} + E_{ånga,tf} + E_{värmn,tf} + E_{pyro}^*) \times \dot{m}_{tork,tf} \end{aligned}$$

där s och tf representerar indata för slam respektive träflis och $\dot{m}_{tork,s}$ och $\dot{m}_{tork,tf}$ är de beräknade massflödena av slam respektive träflis efter torkning.

Underlag till ovanstående beräkningar (i kJ/kg):

$$E_{ångbildning} = L_V * F_{tork,ut}$$

$$E_{ånga} = C_{p,ånga} \times (T_{pyro} - T_{tork}) \times F_{tork,ut}$$

$$E_{värmn} = (1 - F_{tork,ut}) \times C_{p,s} \times (T_{pyro} - T_{tork})$$

$$E_{pyro}^* = (1 - F_{tork,ut}) \times E_{pyro}$$

där L_V är energin för förångning av vatten [kJ/kg], $F_{tork,ut}$ är fukthalten hos slam eller slam/träflis-blandning efter torkning (20%), $C_{p,ånga}$ är den

specifika värmekapaciteten hos vattenånga vid 105 °C, T_{pyro} är antagen temperatur för pyrolys, $C_{p,s}$ är den specifika värmekapaciteten hos slam, och E_{pyro} är energin som krävs för pyrolys av slammet eller slam/träflisblandningen (baserad på litteraturdata enligt Bilaga 1).

3.3.4 Energi överförd vid förbränning av pyrolysgaser

Den energi som frigörs vid förbränning av pyrolysgaser (P) beräknades enligt:

$$P = (E_{py-gas,s} \times \dot{m}_s + E_{py-gas,tf} \times \dot{m}_{tf}) \times \eta$$

där E_{py-gas} är energiinnehållet i pyrolysgaser (kemisk energi) genererade från slam (s) respektive träflis (tf) och η är verkningsgraden vid förbränning av pyrolysgaserna. Energiinnehållet i pyrolysgaser bildade från slam ($E_{py-gas,s}$, MJ/ton torkat slam) beräknades enligt:

$$\begin{aligned} E_{py-gas,s} &= E_{slam}^* - E_{biokol,s}^* \\ &= E_{slam} \times (1 - F_{tork,ut}) - E_{biokol,s} \times (1 - F_{tork,ut})(1 - V_s) \end{aligned}$$

Beräkningen gjordes på motsvarande sätt för träflis ($E_{py-gas,tf}$), där V_s är andel volatila ämnen i slammet (eller för träflis: V_{tf}).

Verkningsgraden för förbränning antogs till 0,66, efter iterativ justering (tillsammans med lambda, se nedan) för att beräkningarna skulle resultera i en rimlig förbränningstemperatur (i enlighet med Brachios erfarenheter och tidigare försök).

3.3.5 Energi som återstår i rökgaser från pyrolys

Den energi som återstår i rökgaser från pyrolys efter att dessa använts för att värma pyrolyspeaktorn (\dot{Q}_{rest}) beräknades enligt:

$$\dot{Q}_{rest} = \dot{m}_{förbränning} \times C_{p,py-gas} \times (T_{rest} - T_f)$$

Där $\dot{m}_{förbränning}$ är massflödet av gas till förbränning, $C_{p,py-gas}$ är specifik värmekapacitet hos pyrolysgaserna, T_{rest} är temperaturen hos den gas som skickas till kraftvärmeverket (beräknad) och T_f är temperaturen hos rökgaser från kraftvärmeverket före skrubber enligt uppgift från Lidköping Energi (dvs. 150 °C).

Massflödet till förbränning beräknades enligt:

$$\dot{m}_{förbränning} = \dot{m}_{py-gas} + \dot{m}_{luft}$$

Där \dot{m}_{py-gas} är massan av pyrolysgas från slam eller slam/träflisblandning, vilken beräknades baserat på massflöden av material in, fukthalt och andel volatila ämnen i slam respektive träflis.

Mängden luft som tillförs vid förbränning av pyrolysgaser (\dot{m}_{luft}) beräknades utifrån lambdavärde, med hänsyn till andel syre och kväve i slammet eller slam/träbiokolsblandningen som stoppas in. Lambdavärdet identifierades iterativt för att få överensstämmelse i beräknad förbränningstemperatur (utifrån Brachios erfarenhet och pilotförsök brukar temperaturen vid förbränning av pyrolysgaser ligga kring 820 grader, med 11 % syreöverskott).

Eftersom beräknat flödet av rökgas från förbränning av pyrolysgas är litet jämfört med flödet av rökgas från avfallsförbränning samt då reningens påverkan på temperaturen inte var fastställd så antogs inkoppling av rökgas från förbränning av pyrolysgas ej påverka temperaturen efter torr rening (fortsatt antagen till 150 °C).

3.4 Beräkning av sammansättning blandbiokol

För att beräkna mängden träflis som skulle tillsättas för scenario B tillämpades ekvation 1. Halten fosfor i blandbiokolet (P_{biokol}) sattes till 2 %, halten fosfor i slam och träflis (P_s och P_{tf}) antogs till 17 respektive 0,068 g/kg TS (Vali m.fl., 2023; Iglesias Canabal m.fl., 2023). Övriga parametrar i ekvation 1 hämtades ur energiberäkningarna.

$$P_{biokol} = \frac{\frac{P_s}{1-V_s} \dot{m}_{s,torr}(1-F_{tork,ut}) + \frac{P_{tf}}{1-V_{tf}} \dot{m}_{tf,torr}(1-F_{tork,ut})}{\dot{m}_{s,torr}(1-F_{tork,ut}) + \dot{m}_{tf,torr}(1-F_{tork,ut})} \quad (\text{ekv. 1})$$

Beräkningen indikerade att för varje ton torkat slam så behöver mängden flis som tillsätts vara 0,60 ton ($\dot{m}_{tf,torr}/\dot{m}_{s,torr} = 0,60$). Räknet i andel träflis i relation till totala mängden material (slam och flis) så står träflis för 46% (eller 62% efter torkning till 20% fukthalt).

Under samma antaganden beräknades halten P i slambiol till 5,15 %. Detta är något högre än resultat från tidigare försök på slam från Lidköping, där man fann 4,4±0,3% P i slambiol framställt vid 700°C (Vali m.fl., 2023).

3.5 Teknik och integrering med kraftvärmeverket

3.5.1 Integrering med kraftvärmeverket

Den tekniska beskrivningen av integreringen av slampyrolys vid kraftvärmeverket (beskrivning av hur gaser ska föras mellan

pyrolysanläggning och befintlig förbränningspanna) har baserats på processdata från Lidköping Energi samt kraftvärmeverkets design. Den tekniska beskrivningen beaktar även tillgängligt utrymme vid kraftvärmeverket.

3.5.2 Teknikinventering

Projektets utgångspunkt har varit att använda en pyrolyspanna från Brachio. Lämpad modell beskrivs vidare under resultat.

En översiktlig inventering av leverantörer av torkteknik gjordes inom ramen för projektet. Målsättningen var dels att identifiera torkapparatur som skulle kunna fungera i fullskala, som underlag för de ekonomiska beräkningarna, dels att identifiera kostnadseffektiva alternativ för att tillämpa för en pilotanläggning.

Utöver teknik för torkning och pyrolysis inkluderas även en översiktlig beskrivning av hur slam och träflis kan blandas på lämpligt sätt samt förslag gällande hantering av slambiol/blandbiokol. Dessa utgår ifrån erfarenheter och tidigare försök hos Brachio och Ekobalans.

3.6 Ekonomiska beräkningar

Ekonomiska beräkningar gjordes i Excel baserat på modell enligt tidigare projekt (Sylwan m.fl., 2025). Nettonuvärde (NNV) användes som indikator. NNV är ett mått på en investerings förväntade lönsamhet i dagens penningvärde. och beräknades enligt:

$$NNV = \frac{R_n}{(1+r)^n} - G + \sum_{i=1}^n \frac{a_i}{(1+r)^i}$$

där R_n är restvärdet, r är kalkylränta, n är antalet år som anläggningen förväntas vara i drift, G är grundinvesteringen och a_i är det årliga ”överskottet”, dvs. intäkter minus kostnader. Antagna parametervärden anges i Bilaga 3.

Modellen utgick ifrån att Lidköping miljö och teknik betalar en avgift för slamhantering till Lidköping Energi, för att kompensera den investering och driftskostnader som skulle krävas vid införande av slamtorkning och -pyrolysis vid kraftvärmeverket. Då samtliga indataparametrar satts så valdes kostnaden för slamhantering på så sätt att nettonuvärdet blev noll. Alltså att investeringen återbetalade sig under givna förutsättningar, samt i vissa fall ger vinst till Lidköping Energi (beroende av antagen kalkylränta).

3.7 Klimatpåverkan

För att beräkna klimateffekt av slamtorkning och pyrolys beaktades utsläpp associerade med transport av slam eller slambiol, vid slamlagring samt uppskattad kolsänka vid användning av slam eller slambiol på jordbruksmark. Följande antaganden gjordes.

- Utsläpp vid transport av slam eller slambiol: 0,07 kg CO₂e/ton-km (Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg, version 2025-04-07; Svenskt Vatten, u.å.b). För beräkningarna antogs ett transportavstånd av 50 km (avstånd till slamentreprenörens site för tillverkning av anläggningsjord är det några mil, för jordbruksanvändning är dock transportavståndet varierande då slutavsättning sker på flera platser), och minskning av transporter vid framställning av slambiol antogs motsvara minskning av massa, dvs. 92 % (se även Bilaga 4).
- Utsläpp vid slamlagring: 760 kg CO₂e/ton TS vid slamlagring i upp till 1 år, vilket baserades på data från ett pågående projekt finansierat av Svenskt Vatten Utveckling och lett av David Everbom (RISE), ”Hållbar hantering av avloppsslam i ett norrlandsperspektiv”, projektnummer 23–113. Denna siffra baseras på metanutsläpp vid slamlagring. Lustgas är en annan potent växthusgas som uppgetts kunna avgå från slamlager, men där olika studier fått varierande resultat (ibid.).
- Eftersom ingen utredning gjorts med avseende på eventuellt förändrat behov av slamlagring vid införande av slampyrolys så beräknades klimateffekten av pyrolys både med och utan posten slamlagring inräknad.
- Kolinlagring: vid slamspridning antas 10 % av slammets kolinnehåll finnas kvar i marken efter 100 år (ibid.). Antagen mängd slam och dess kolhalt anges i Bilaga 4.
- Kolinlagring vid spridning av slambiol: vid spridning av slambiol antogs 71 % av kolmängden i slambiolet finnas kvar i marken efter 100 år (Sun m.fl., 2022). Antagen mängd slambiol och dess kolhalt anges i Bilaga 4.

4 Resultat

4.1 Energianvändning

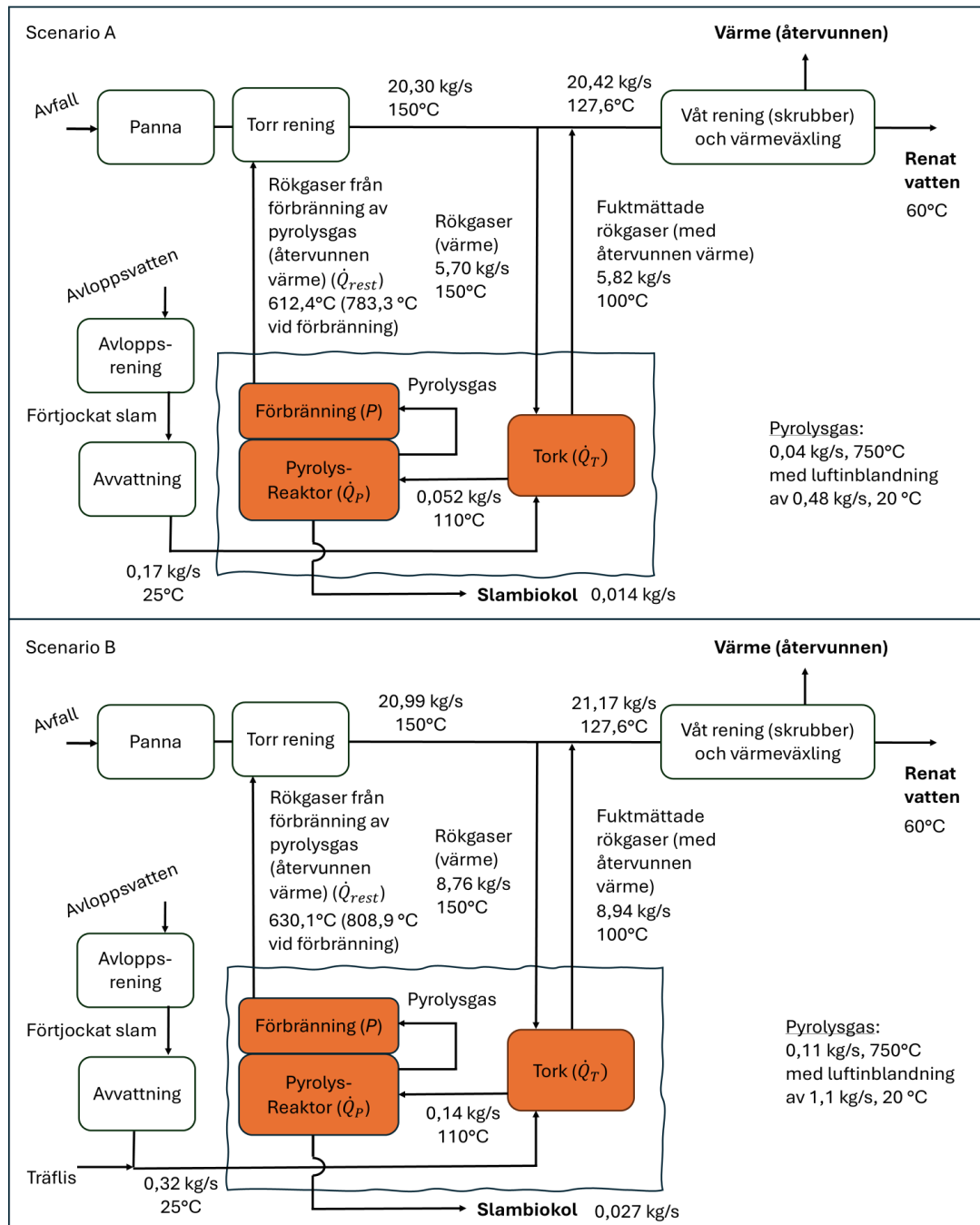
Resultaten från energiberäkningarna redovisas i Tabell 4. Den energi som krävs för torkning (\dot{Q}_T) är högre i scenario B eftersom den totala mängden material som matas in är större (mängden slam är densamma). Samma sak gäller för energin som krävs för pyrolys av det torkade materialet (\dot{Q}_P). Även förlusten av energi från torra/fuktmättade rökgaser (\dot{Q}_{diff}) beräknas vara högre i scenario B. En fördel i scenario B är att den energi som överförs vid förbränning av pyrolysgaser (P) är högre eftersom pyrolysgaser avges från både slam och träflis. Detta gör att den energi som finns kvar i förbrända pyrolysgaser (\dot{Q}_{rest}) är större i scenario B. Energibalansen för kraftvärmeverket (\dot{Q}_{diff}) blir positiv i båda scenarierna, vilket är en fördel. I relation till den totala kapaciteten på fjärrvärmeverket (70 MW) är detta tillskott dock mycket litet (mindre än 0,1 %). I de vidare analyserna av ekonomiska förutsättningar antogs därför ingen ökning av fjärrvärmeintäkt (men heller ingen minskning).

Ett möjligt alternativ för att extrahera mer högvärdig energi (elektricitet) från förbränning av pyrolysgaser vore att tillämpa en så kallad organisk rankinecykel (ORC). Rökgaserna från förbränning av pyrolysgas (>600°C, 0,265 respektive 0,642 MW i scenario A respektive B) skulle för en sådan installation kunna användas förvärma avfall före inmatning i pannan, för att sänka temperaturen till cirka 400°C. Denna ström på 400°C kan sedan användas i en ORC, potentiellt med superkritisk CO₂ som arbetsvätska. Under sådana förhållanden kan ORC-systemet uppnå en verkningsgrad på 20–30 %, där elektrisk energi produceras samtidigt som spillvärme släppas ut vid 150–250°C, beroende på systemdesign och tryckförhållanden. Detta alternativ har dock inte utretts vidare här.

Tabell 4. Energiberäkningar, resultat och energibalans från kraftvärmeverkets perspektiv.

Parameter	Scenario A. Slambiokol (MW)	Scenario B. Blandbiokol (MW)
\dot{Q}_T	0,322	0,495
\dot{Q}_{diff}	0,005	0,019
\dot{Q}_P	0,095	0,233
P	0,420	0,989
\dot{Q}_{rest}	0,265	0,642
Energibalans för kraftvärmeverket (\dot{Q}_{diff}), MWh/år	44	168

Givna och beräknade flöden samt temperaturer i respektive flöde illustreras i Figur 4.



Figur 4. Illustration av integrering av slampyrolys med kraftvärmeproduktion i Lidköping; scenario A: behandling av enbart avvattnat slam och scenario B: behandling av avvattnat slam tillsammans med träflis. I figuren anges de flöden och temperaturer som bestämts genom energiberäkningarna.

4.2 Teknik och integrering med kraftvärmeverket

4.2.1 Integrering, teknisk beskrivning

I Figur 3 och 4 illustreras hur biokolsanläggningen integreras med kraftvärmeverket. Värme från befintliga rökgaser används i torkningsprocessen av slam och flis varefter de nedkylda och fuktmättade rökgaserna återförs till befintlig rökgasrening för rening och energiåtervinning i rökgaskondenseringsanläggning. Korrekt materialval behöver säkras för att inte surt kondensat ska åldra utrustning i förtid. För att säkra flöde genom torken kommer utrustningen även att behöva kompletteras med rökgasfläkt.

Biokolsanläggningens pyrolysgaser kopplas till kraftvärmeverkets rökgasreningssystem för rening och energiutvinning.

Dessa flöden integreras effektivt om avstånd hålls korta. Under projektet identifierades ett par preliminära placeringar i närheten av panna 5 i kraftvärmeverket vilka i ett kommande projekt behöver utredas i detalj för en mer precis kostnadsuppskattning.

Utöver anslutning av gasflöden behöver inkommande slam och flisflöden samt packning och lossning av biokol säkerställas. Målet här är, även om ytan är begränsad, att använda standardlösningar för industrialiserad biokolstillverkning.

4.2.2 Blandning av slam och flis

Blandning av slam och träflis görs enklast med en stationär eller mobil blandare, exempelvis den typ som används för blandning av foder till idisslare (Figur 5). Sådan blandare har testats för detta ändamål vid tidigare försök utförda i Brachios och Ekobalans regi. Blandare av denna typ ger enligt erfarenhet en jämn blandning där flisen täcks av slam och således går torkningen smidigt (tidigare försök utförda med torkapparatur från Akron). Pyrolysprocessen gynnas av att det inmatade materialet är homogent blandat då processen (temperatur och biokol-/gasproduktion) blir stabil. Slutprodukten, dvs. biokol, blir också homogen.



Figur 5. En foderblandare, exempel på typ enligt bilden, föreslås för blandning av slam och träflis före torkning.

En fördel med att använda stationär blandare är att den kan köras på el och kräver ingen annan motor/redskap innan. En mobil blandare är ett alternativ om råmaterialet ska hämtas från annat håll än där torkning sker.

4.2.3 Pyrolysteknik från Brachio

Brachio har i dagsläget två modeller, där den större modellen är bäst lämpad för en tänkt fullskaleanläggning i Lidköping. Denna modell har en dimensionerad effekt på 400 kW värmeproduktion vid pyrolys av enbart träflis. Vid pyrolys av träråvara är erfarenheten att man kan mata in ca 6 400 m³ flis per år, med 11 driftsmånader per år och ett biokolsutbyte på ca 24% vilket ger ca 1 500 m³ biokol per år (personlig kommunikation, Rickard Olsson, 2025-04-22). Om samma mängd slam eller slam/träflisblandning kan matas in är uppskattad kapacitet ~0,8 m³ material i timmen (= 6 400/(11/12*365*24)). Baserat på de data som använts för energiberäkningarna, mängd slam och träflis samt dess densitet i torkat tillstånd (20 % fukthalt), så är flödet av torkat material 0,14 respektive 0,40 m³/h i scenario A respektive B. Eventuellt kan Brachios mindre modell användas i scenario A, då det råder viss osäkerhet har dock kostnad för den större modellen antagits i båda scenarierna.

Brachios pyrolyspanna drivs utan stödbränsle, där pannan vid uppstart värms upp genom förbränning av råmaterial under lufttillgång. Då önskad temperatur uppnås så stryps lufttillförseln för att övergå från förbränning till pyrolys. Integrerad förbränning av pyrolysgaser som bildas gör att temperaturen för pyrolys kan upprätthållas. I en standardinstallation (vid exempelvis lantbruk) tas överskottsvärmen ut via växling till vattenburen värme, medan vid integrering med kraftvärmeverk är tanken att rökgaserna efter (uppvärmning av pyrolyskammaren) kan gå direkt in till kraftvärmeverkets rökgasrening utan föregående (separat) värmewäxling.

Råmaterialet matas fram med önskad hastighet med en skruv, vilket gör att uppehållstiden kan anpassas.

4.2.4 Teknikinventering, slamtorkning

Projektparterna identifierade gemensamt ett antal önskemål på en slamtork, i pilot- respektive fullskala (Tabell 5).

Tabell 5. Kriterier för slamtork i pilot- och fullskala.

Parameter	Fullskala	Pilot	Kommentarer
Driftsbetingelser	Kontinuerlig	Batchvis eller kontinuerligt	-
Kapacitet avvattnat slam (ton/år)	5000	200	Baserat på aktuell slamproduktion i Lidköping samt diskussion inom projektkonstellationen om lämplig pilotskala.
Kapacitet avvattnat slam och flis (ton/år)	Ca 9200	Ca 370	Baserat på att 46% av totalt inflöde består av flis.
Kapacitet avvattnat slam (m ³ /år)	Ca 4600	Ca 180	Baserat på densitet hos torkat slam 1400 kg/m ³ (Dokuz Eylül Üniversitesi, u.å.) samt fukthalt hos avvattnat slam 76% (vilket ger densitet hos avvattnat slam av 1096 kg/m ³).
Kapacitet avvattnat slam och flis (m ³ /år)	Ca 9700	Ca 390	Baserat på densitet hos blandning av avvattnat slam och flis före torkning: 946 kg/m ³ (antaganden och referenser enligt Bilaga 1).

Ett ytterligare krav på torktekniken är att det vara möjligt att använda rökgas för torkning, genom att rökgas med temperatur 150°C strömmas

igenom slam eller blandning av slam och träflis. Torken ska kunna tillämpas på slam och/eller med blandning av slam och flis. Det ska vara möjligt att reducera fukthalten i materialet på tillfredsställande sätt under torkningen (fukthalt ut 10–20%). Detta innebär att torkningen sker genom direktkontakt mellan upphettat medium och slammet (till skillnad från indirekt torkning där en värmväxlare tillämpas). Direkt slamtorkning sker ofta i band- eller trumtork (Wang m.fl., 2021).

Utifrån ovanstående kriterier kontaktades ett antal teknikleverantörer för att söka lämpliga modeller av tork till pilot- och fullskala. Utöver information om kapacitet och driftsätt inhämtades även information om torkmodellernas effektbehov (värme och el för maskindrift) samt investerings- och driftskostnader (arbetskraft för drift och underhåll). Inhämtade data redovisas i Bilaga 2.

En av de leverantörer som kontaktades, Hüber, avrådde starkt från att torka slam/flis-blandningen genom direkt kontakt med rökgasen. Avrådan baserades på risk att slammet kan avge explosiva ämnen samt att beläggningar riskerar att ansamlas i torken, vilket skulle kunna leda till en allvarlig säkerhetsrisk. Misstanken från denne leverantör var att kraftvärmeverket skulle behöva se över sin rökgasrening och eventuellt behöva bygga ut kapaciteten om man torkar slamblandningen med rökgasen direkt. Från kraftvärmeverkets sida framhävs att rökgashantering sker utan tillgång till syre, vilket gör att explosionsrisk inte föreligger. Vidare utredning av sådana säkerhetsrisker har dock inte skett inom ramen för detta projekt.

Baserat på kriterier enligt Tabell 5 så skulle en tork från leverantören Akron (modell Flistork CDG) räcka storleksmässigt för en fullskaleanläggning i scenario A (en tork kan hantera 0,63 m³/h eller ca 5 000 m³/år). För scenario B krävs två parallella torkar av samma modell. Fördelen med denna modell är att den har en enkel konstruktion, och att priset är attraktivt (ca 850 000 SEK per tork). För en fullskaleanläggning har Akrons tork dock begränsningen att den inte kan köras med automatik (torrhalten blir inte exakt, ingen automatisk inmatning till pyrolysreaktorn). I fullskala skulle därför en tork från exempelvis Hüber troligen vara att föredra, till exempel modell BT 8. Nackdelen med Hübers tork är att kostnaden troligen är betydligt högre då dessa torkar specialbyggs utifrån kundens behov. Det råder även osäkerhet gällande om Hübers tork kan hantera en blandning av slam och träflis då den är särskilt utvecklad för torkning av slam. Ingen av leverantörerna har tidigare erfarenhet av torkning där rökgaser strömmas genom torkbädden. Detta gör att vidare fördjupad utredning av lämpligt teknikval för torkning rekommenderas.

4.2.5 Hantering av slambiokol/blandbiokol

Efter utmatning av biokol krävs vätning av materialet för att minska dammbindning och risk för brand/självantändning, Enligt European Biochar Certificate (EBC) ställs för dessa syften krav på att uppnå minst 30 % fukthalt (EBC, 2024).

Beroende på om biokolet säljs i mindre batcher eller större kan antingen storsäck eller större behållare bli aktuellt. Dessa alternativ har olika för- och nackdelar:

- Mindre leveranser/ storsäck: biokolet kan enkelt levereras i mindre batcher. Exempel på utmaning av biokol från befintlig installation av pyrolyspanna från Brachio ges i Figur 6.
- Större leveranser: i detta fall vore det lämpligt med ett helt täckt krokväxlarflak (av typen som används för aska) (Figur 7). Transport av biokol till flaket kan ske med skruv. Denna lösning tar lite mer utrymme och investeringen blir högre men arbetsinsatsen är mindre än vid användning av storsäck.



Figur 6. Fotografi över biokolsutmatning i storsäck vid Brachio-anläggning där biokol produceras från träflis (själva pyrolyspannan står inne i byggnaden till höger).



Figur 7. Exempel på täckt krokväxlarflak. Vid en permanent anläggning lastas biokolet lämpligen med hjälp av en skruv.

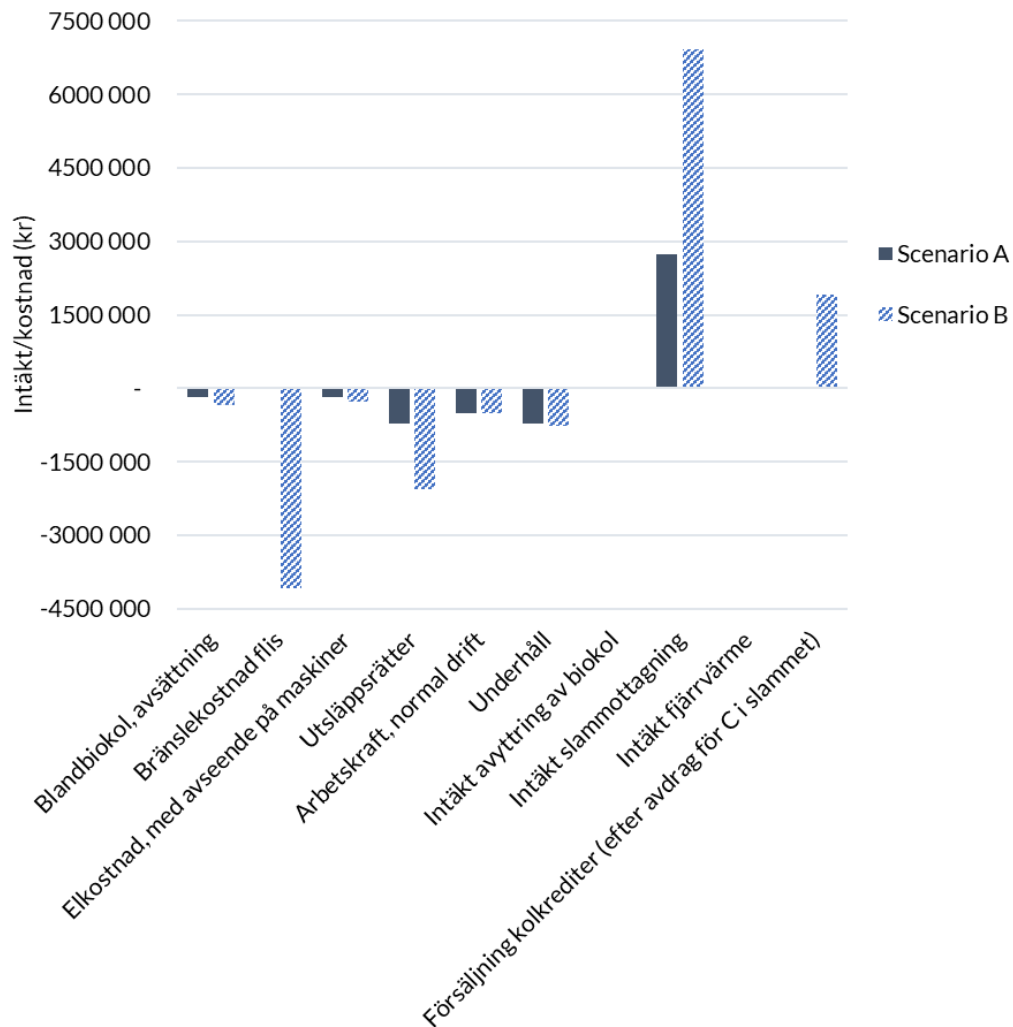
En punkt som diskuterades under projektet var fosfortillgänglighet hos slambiokelet och dess betydelse för värdet hos slambiokelet utifrån lantbrukets perspektiv. Fosfortillgänglighet lägre i slambiokelet än i slam (Zhang m.fl., 2024), och försök har visat att fosfors mobilitet är lägre för slambiokelet än för slam vid inkubation av respektive material i jord (Kooij m.fl., 2024). Dock har fältförsök med slambiokelet visat på samma eller bättre effekt av slambiokelet jämfört med konventionell mineralgödsel i form av TSP (triple super phosphate) under samma P-dos (Zacher m.fl., 2025). För att bestämma fosfortillgänglighet i labb används ofta extraktion i olika vätskor (vatten, citronsyra, ammoniumcitrat, myrsyra) före analys av fosfor. Jämförelse mot resultat från växthus/krukförsök har dock visat att effekten på grödans tillväxt är svår att avgöra direkt utifrån P-tillgängligheten vid extraktion i labb, vilket gör att principer för att ta hänsyn till markförhållanden behöver utvecklas. Detta inkluderar bl.a. jordens fosforstatus, jordtextur och grödans fosforbehov (Luo m.fl., 2024). Det finns ett behov av ytterligare forskning med avseende på långtidseffekten av slambiokelets användning på jordbruksmark (Ghorbani m.fl., 2022).

Forskning på olika metoder för att öka P-tillgängligheten i slambiokelet har också genomförts under senare år, exempelvis genom efterbehandling av slambiokelet med oxalsyra (Santos m.fl., 2024) eller genom tillsats av kaliumacetat före pyrolys (Buss m.fl., 2022).

4.3 Ekonomi

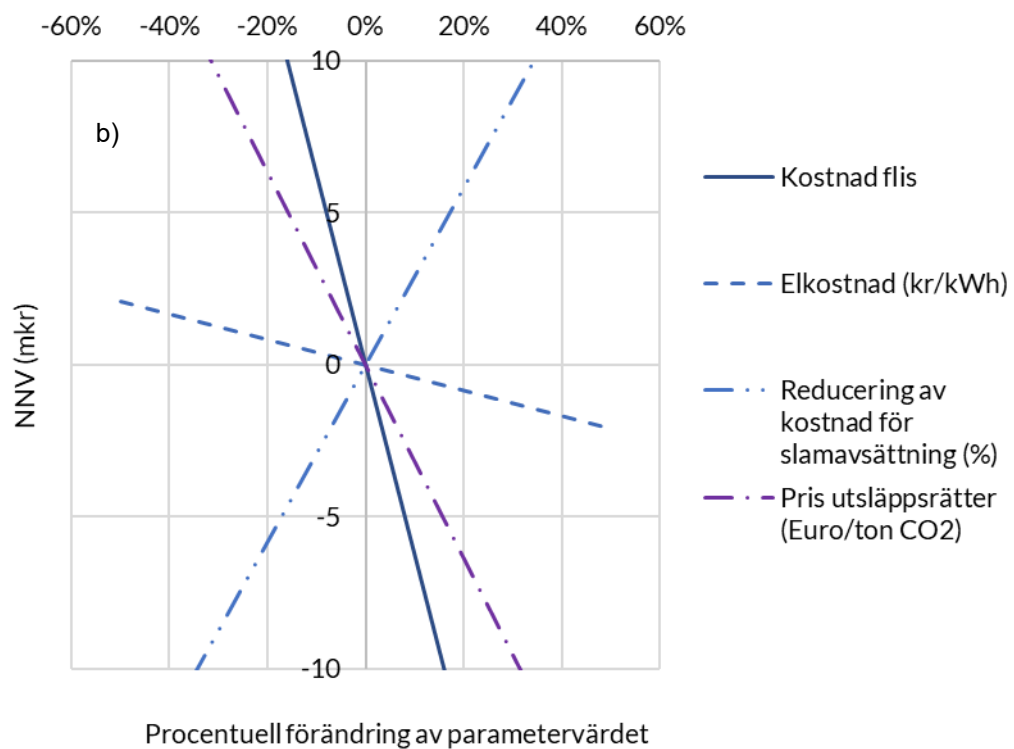
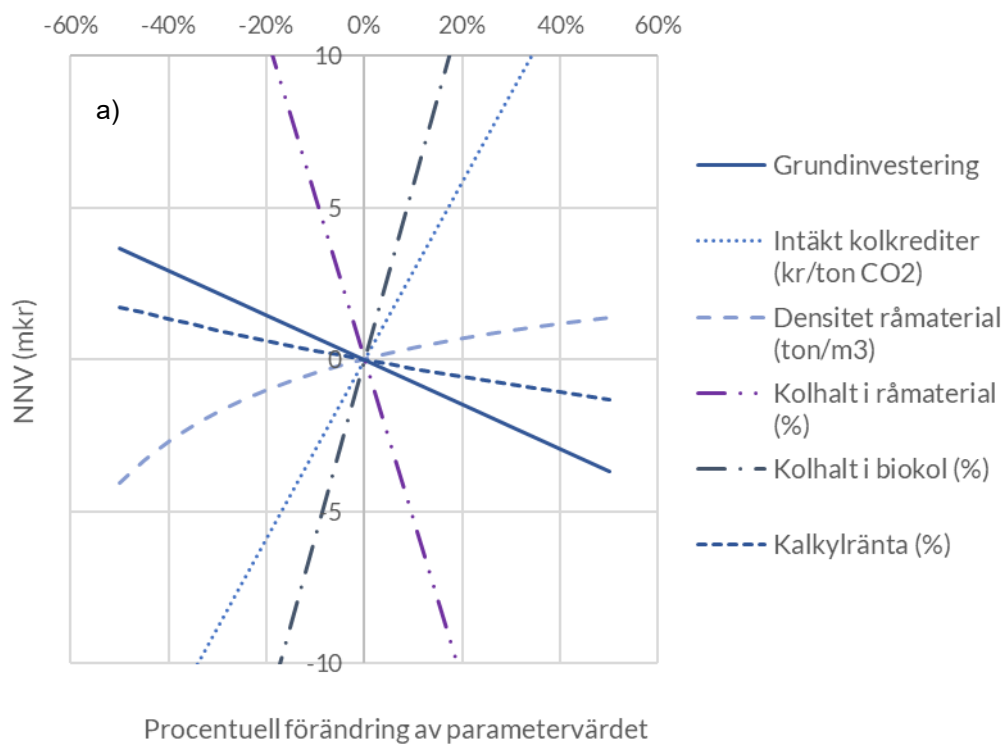
För den ekonomiska analysen gjordes ett grundantagande utifrån indata baserad på litteraturredata, inhämtning av information från teknikleverantörer, samt kunskapsutbyte och diskussion inom projektgruppen. Kompletta indata för detta grundantagande, inklusive

referenser, redovisas i Bilaga 3 och 4. Under grundantagandet skulle avgiften som Lidköping miljö och teknik betalar till Lidköping Energi bli 545 kr/ton avvattnat slam i scenario A och 1386 kr/ton avvattnat slam i scenario B. De årliga kostnaderna och intäkterna för Lidköping Energi i respektive scenario illustreras i Figur 8.



Figur 8. Årliga löpande intäkter och kostnader för Lidköping Energi under grundantagandet i scenario A och B (intäkten för slammottagning har anpassats för att nå NNV av 0 kr/ton).

En känslighetsanalys genomfördes med avseende på beräknat NNV för grundantagandet i scenario B, där värdet på de indataparametrar som antogs ha betydelse för slutresultatet varierades $\pm 50\%$ (Figur 9a och b).



Figur 9. Känslighetsanalys med avseende på nettonuvärde (NNV) för grundantagande i scenario B (9a och 9b ger resultat för ändring av olika parametrar). Eftersom modellen utgick ifrån att Lidköping miljö och teknik betalar en avgift för slamhantering till Lidköping Energi är NNV under grundantagandet noll. Det NNV som indikeras vid förändring av respektive parametervärde baseras på att avgiften för slamhantering hålls oförändrad.

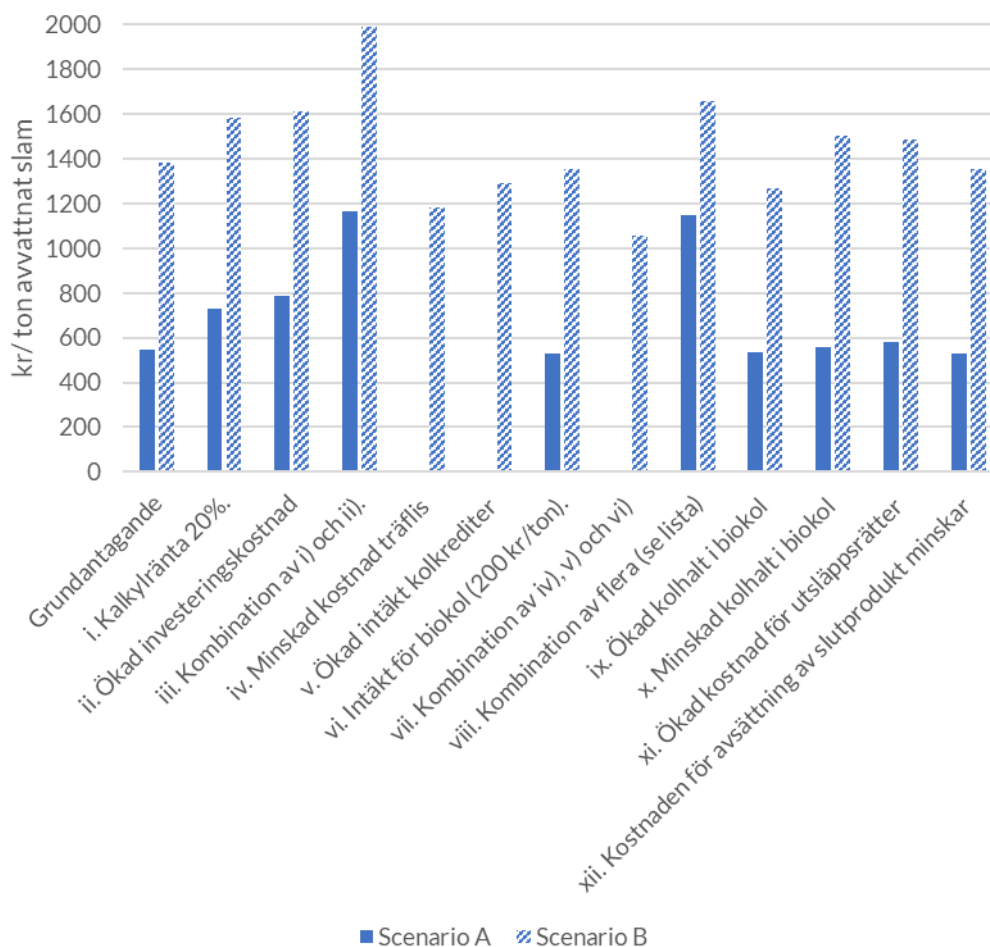
Känslighetsanalysen indikerade att kolhalten i råmaterialet och biokolet, intäkten för kolkrediter, priset på utsläppsrätter, kostnaden för träflis samt ”reducering av kostnaden för avsättning av biokol” är av stor betydelse för det ekonomiska resultatet. Med reducering av kostnaden för avsättning av biokol avses en kostnad som kvarstår för hantering av materialet efter att slammet omvandlats till biokol, denna sattes utifrån att kostnaden för avsättning av biokol skulle vara likvärdig per massenhet som den nuvarande kostnaden för avsättning av slam (dvs. ~450 kr/ton, se även Bilaga 4). Utöver de parametrar som var av stor betydelse enligt känslighetsanalysen så är även antagande om kalkylränta samt investeringskostnader viktiga för slutresultatet, då dessa kan avvika mer än 50% från grundantagandet.

Betydande parametrar och dessas värde under grundantagandet är följande:

- Kalkylränta: 4 %, vilket motsvarar ett lågt avkastningskrav på investeringen.
- Investeringskostnad för tork: 855 000 kr i scenario A (1 st tork) och 1 710 000 kr i scenario B (2 parallella torkar). Kostnaden för torkteknik från Akron användes som grundantagande då detta var den enda kostnadsuppgift som delgavs under projektiden. Detta bedömdes dock som en osäker kostnad eftersom den torkapparat som antogs inte tidigare testats med rökgas som medium.
- Investeringskostnad för integrering med kraftvärmeverket: 2 000 000 kr, vilket dock antogs vara en mycket osäker uppskattning baserat på tidigare erfarenheter från utredning i tidiga skeden hos Lidköping Energi.
- Kostnad för träflis: 975 kr/ton.
- Intäkt för kolkrediter: 1277 kr/ton CO₂.
- Intäkt för biokol: nej (0 kr/ton).
- Kolhalt i biokol: 25 % i scenario A och 65 % i scenario B.
- Kostnad för utsläppsrätter: 65 €/ton CO₂.
- Kostnaden för avsättning av slutprodukt (slam/biokol) minskar med 92% i scenario A och 84% i scenario B.

Utifrån grundantagandet beräknades avgiften för slamhantering utifrån ett antal alternativa scenarier (i-xii), enligt listan nedan. Resultaten ges i Figur 10.

- i. Kalkylränta 20%.
- ii. Ökad investeringskostnad; tork: 10,5 mkr i båda scenarierna samt integrering med kraftvärmeverk: 5 mkr. Baserat på en tidigare studie uppskattades kostnaden för en bandtork till 10,5 mkr för en bandtork med kapacitet för 7 500 ton rötat och avvattnat slam per år (Widman, 2014).
- iii. Kombination av i) och ii).
- iv. Minskad kostnad träflis (minskning med 25%) (endast aktuellt i scenario B).
- v. Ökad intäkt kolkrediter (ökning med 25%) (endast aktuellt i scenario B).
- vi. Intäkt för biokol (200 kr/ton).
- vii. Kombination av iv), v) och vi) (endast aktuellt i scenario B eftersom varken träfliskostnad eller intäkt för kolkrediter inkluderats i scenario A).
- viii. Kombination av i), ii) och vi) i scenario A, eller i), ii), iv), v) och vi) i scenario B.
- ix. Ökad kolhalt i biokol (scenario A: från 25 till 30 %, scenario B: från 65 till 75 %).
- x. Minskad kolhalt i biokol (scenario A: från 25 till 20%, scenario B: från 65 till 55 %).
- xi. Ökad kostnad för utsläppsrätter (ökning med 25%).
- xii. Kostnaden för avsättning av slutprodukt (slam/biokol) minskar med 60% i scenario A och B.



Figur 10. Avgift för slamtorkning och pyrolysis (betalas av Lidköping miljö och teknik som ersättning till Lidköping Energi) under grundantagande samt alternativa antaganden (i–xii) för scenario A (slambiokol) och B (blandbiokol).

Avgiftsspannet i scenario A och B beräknades till 529–1167 respektive 1055–1991 kr/ton avvattnat slam. Kalkylen indikerar att avgiften blir högre i scenario B, under grundantagandet och i alla alternativa scenarion som undersökts.

Värdet på kolkrediter som skulle kunna säljas vid pyrolysis av slam beräknades till 465 000 kr årligen, detta belopp har inte inkluderats i den ekonomiska kalkylen då det antagits att Lidköping miljö och teknik inte skulle sälja kolkrediten utan behålla den inom sin egen klimatbudget.

4.4 Klimatpåverkan

Torkning och pyrolysis av slam bedöms, enligt den grova beräkningsmodell som tillämpats här, ge en positiv effekt med avseende på klimatutsläpp, där utsläppen vid användning av avvattnat slam på åkermark uppskattats till 798 ton CO₂e/år medan användning av slambiokol på åkermark

uppskattats ge ett netto negativt utsläpp av -258 CO₂e/år (under förutsättning att slamlagring kan undvikas helt) (Tabell 6).

Kolsänkan per ton torkat slam (före hänsyn till kolets stabilitet) beräknades till 304 kg CO₂e, vilket är i samma storleksordning som rapporterats av Sun m.fl. (2022).

Det bör noteras att variationerna i utsläpp från slamlagring är stora beroende på slambehandling, exempelvis om slammet rötats samt temperatur för rötning. Slam som hygieniserats, exempelvis genom kalkning eller ureahygienisering, kan ha försumbara utsläpp (Bengtsson, 2022; Willén, 2016).

Tabell 6. Uppskattning av klimatutsläpp vid slam användning på jordbruksmark samt för scenario A, baserat på slammängd 5000 ton avvattnat slam per år.

Utsläpp (ton CO₂e/år), kategori	Slam till jordbruksmark	Slambiokol till jordbruksmark (scenario A)
Transport	18	1
Slamlagring	912	0 (under antagande att slammet går direkt till pyrolys, utan mellanlagring)
Kolinlagring	-132	-259
Summering uppskattad klimatpåverkan	798 ton CO ₂ e/år	-258 ton CO ₂ e/år (om slamlagring kan undvikas helt)

4.5 Underlag till tillstånd för pilotanläggning

Den kunskap som tagits fram under projektet skulle kunna fungera som underlag för en pilotanläggning. Ytterligare utredning krävs, framför allt för att få en säkrare bedömning av investeringskostnaderna.

Utifrån Lidköping Energis bedömning skulle en pilotanläggning med relevant kapacitet av kunna uppföras efter en kompletteringsanmälan i relation till kraftvärmeverkets befintliga tillstånd. Befintligt tillstånd inkluderar förbränning av slam.

En framtida fullskaleanläggning (hantering av allt avloppsslam som genereras i Lidköping) kan också komma att inrymmas inom befintligt tillstånd alternativt ett tilläggstillstånd krävas. Själva pyrolysanläggningen torde baserat på sin storlek falla under tillståndsplikt B enligt miljöprövningsförordningen och Förordning (2013:253) om förbränning av avfall, vilken ställer krav på övervakning och rapportering av utsläpp till luft, troligen aktualiseras (Sylwan m.fl., 2025). Sådana krav finns dock redan inom Lidköping Energis verksamhet.

5 Diskussion och slutsatser

Pyrolysis av slam möjliggör återvinning av kol och fosfor ur avloppsvatten, samtidigt som belastningen av föroreningar, framför allt organiska föroreningar och mikroplast, på åkermark förväntas minska jämfört med användning av avvattnat slam på åkermark. Pyrolysis kan också ersätta annan typ av slamhygienisering. Projektet undersökte två scenarion för pyrolysis av slam, dels pyrolysis av enbart slam, dels pyrolysis av slam blandat med träflis. Målet med inblandning av träflis vore att underlätta den praktiska hanteringen av materialet samt öka energiutbytet vid pyrolysis. Fosforhalten i biokol producerat från slam beräknades till ca 5 %. För att erhålla ett biokol som kan doseras i större mängd, och därmed ge ökad effekt med avseende på markbördighet, samt innebära en större kolsänka sattes 2 % fosforhalt i biokol som lämpligt. För att uppnå en sådan fosforhalt beräknades blandningen före torkning bestå av 54 % slam och 46 % träflis.

Energiberäkningarna indikerar att konceptet skulle ge ett visst tillskott av energi för Lidköping Energis anläggning, som skulle kunna öka fjärrvärmeproduktionen något. Dock är tillskottet litet i relation till den totala effektkapaciteten vid Lidköping Energi (<0,1 %). Att torka slam enbart under sommarhalvåret bedömdes som en intressant möjlighet på teoretiskt plan, men bedömdes svår att genomföra praktiskt då det skulle kräva lagerkapacitet för torkat slam vid Lidköping Energis anläggning; vilket vore mindre lämpligt med tanke på att denna är centralt belägen i staden.

Den pyrolysteknik som levereras av Brachio har varit utgångspunkt för processkonfiguration och beräkningar utförda inom projektet. Denna pyrolysteknik är välbeprövad för pyrolysis av träflis och har även testats framgångsrikt med blandning av slam och träflis i tidigare försök. Dock råder viss osäkerhet gällande pyrolyspannans funktion vid pyrolysis av enbart torkat slam. En större osäkerhet och behov av vidare utredning råder gällande val av teknik för torkning av slammet. Utredningsbehov gällande både rörande tekniska förutsättningar för att använda rökgas som

torkmedium (eventuell modifiering av torkapparaturen som kan krävas för detta), och gällande den ekonomiska kalkylen då torkapparat utgör en betydande del av investeringskostnaden.

De ekonomiska beräkningarna indikerar att det vore mer kostnadseffektivt att enbart behandla slam än att behandla slam och träflis i kombination. Utifrån en rad alternativscenarion som beaktats så bedöms kostnaden vid pyrolys av enbart slam (i anslutning till kraftvärmeverket i Lidköping) kunna landa i ett spann mellan relativt likvärdig kostnad som idag och upp till drygt dubbla kostnaden. Gällande pyrolys av slam tillsammans med träflis bedöms kostnaderna öka med drygt två till fyra gånger jämfört med dagens kostnader för slamavsättning. Dessa beräkningar har inte beaktat eventuell skillnad i underhållsbehov baserat på råmaterialets egenskaper. En möjlighet att förbättra kalkylen för blandbiokol (slam och träflis) vore om blandbiokolet värderas högre jämfört med slambiokol.

Potentiellt kan avgiften för slamhantering, vid torkning och pyrolys av enbart slam enligt det undersökta konceptet, ligga på en rimlig nivå för Lidköping miljö och teknik samtidigt som Lidköping Energi kompenseras för den investering som krävs. Dock krävs en fördjupad utredning med avseende på investeringskostnader då dessa är behäftade med stor osäkerhet samt har stor påverkan på kalkylen.

Ur klimatperspektiv bedöms slampyrolys som fördelaktigt i relation till avsättning av avvattnat slam, vilket associeras främst med minskade metanutsläpp vid slamlagring och den kolsänka som kan uppnås genom användning av slambiokol på åkermark. Den kolsänka som kan åstadkommas vid användning av slambiokol på jordbruksmark värderas i monetära termer (försäljning av kolkrediter till dagens marknadsvärde) till 465 000 kr årligen, men har inte inkluderats i den ekonomiska kalkylen utan skulle kunna utgöra en form av negativt utsläpp i Lidköping miljö och tekniks egen klimatbudget.

Sammantaget bedöms slampyrolys enligt föreslaget koncept som intressant lösning, där:

- visst energitillskott till Lidköping Energi möjliggörs,
- kostnaden för slamhantering (vid torkning och pyrolys av enbart slam) kan hamna på en rimlig nivå för Lidköping miljö och teknik,
- en klimatvinst kan uppnås jämfört med användning av avvattnat slam på åkermark.

Vidare utredning krävs med avseende på framför allt investeringskostnader och praktisk konfiguration av tekniken, vilka är starkt sammanlänkade. Investeringskostnaden påverkar också den ekonomiska kalkylen kraftigt. Med en pilotanläggning skulle energiberäkningarnas giltighet kunna utvärderas. En pilotanläggning skulle även ge möjlighet att undersöka praktiska förutsättningar som inte inkluderats i denna analys, exempelvis:

- eventuell påverkan på slambiolets sammansättning vid genomflöde av rökgas från förbränning (vid torkning)
- huruvida utsläppen från kraftvärmeverkets rökgasrening påverkas signifikant vid tillförsel av rökgas från pyrolys samt vattenånga från slamtorkning
- driftsstabilitet vid behandling av enbart slam respektive behandling av slam tillsammans med träflis
- minsta krav på uppehållstider vid torkning och pyrolys
- hur torkning och pyrolys påverkas av fysikalisk sammansättning, exempelvis partikelstorlek hos råmaterialet.

Slutligen är fosfors växttillgänglighet och slambiolets attraktivitet för lantbruket en viktig aspekt som lyftes av Lidköping miljö och teknik under projektets gång, och där samstämmighet förefaller saknas i dagsläget.

Referenser

- Aquagreen (16 Aug 2018). Case story: Municipal wastewater sludge. <https://aquagreen.dk/case-story-municipal-wastewater-sludge/> (hämtad: 2025-03-10)
- Bengtsson, K. (2022). Methane Emissions During Sludge Storage in Relation to the Microbial Community Composition of Sludge. [Examensarbete, Chalmers]. <https://odr.chalmers.se/server/api/core/bitstreams/17b17577-a1a5-47ae-a3cb-76eacbcda494/content>
- Buss, W., Wurzer, C., Bach, M., Heberling, J., Appel, T., Gerber, H., & Mašek, O. (2022). Highly efficient phosphorus recovery from sludge and manure biochars using potassium acetate pre-treatment. *Journal of Environmental Management*, 314, 115035. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.115035>
- Dai, Z., Su, M., Ma, X., Wang, G., Li, D., Liu, C., & Weng, H. (2017). Direct thermal drying of sludge using flue gas and its environmental benefits. *Drying Technology*, 36(8), 1006–1016. <https://doi.org/10.1080/07373937.2017.1368541>
- Demirbas, A., & Arin, G. (2002). An Overview of Biomass Pyrolysis. *Energy Sources*, 24(5), 471–482. <https://doi.org/10.1080/00908310252889979>
- Dokuz Eylül Üniversitesi (u.å.). Wastewater Treatment Plant Design, Chapter 06 - Sludge Treatment and Disposal <https://web.deu.edu.tr/atiksu/ana52/wdesign06.html> (hämtad: 2025-03-10)
- EBC (2024). European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar, Version 10.4 from 20th Dec 2024. Carbon Standards International (CSI), Frick, Switzerland. <https://www.carbon-standards.com/docs/transfer/4000093EN.pdf?t=1916423>
- Ekman Burgman, L. (2024). Between Waste and Resource: Enacting Sewage Sludge as Useable Good (PhD dissertation, Linköping University Electronic Press). <https://doi.org/10.3384/9789180757256>
- Ghorbani, M., Konvalina, P., Walkiewicz, A., Neugschwandtner, R. W., Kopecký, M., Zamanian, K., Chen, W. H., & Bucur, D. (2022). Feasibility of Biochar Derived from Sewage Sludge to Promote Sustainable Agriculture and Mitigate GHG Emissions—A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2022, 19, 12983. <https://doi.org/10.3390/IJERPH191912983>
- HSY (u.å.). News - Ämmässuo pilot plant is running. <https://www.hsy.fi/en/sludge-char-project/news/> (hämtad: 2025-03-10)
- Iglesias Canabal, A., Proupín Castiñeiras, J., Rodríguez Añón, J. A., Eimil Fraga, C., & Rodríguez Soalleiro, R. (2023). Elemental composition of raw and

- torrefied pellets made from pine and pine-eucalyptus blends. *Biomass and Bioenergy*, 177, 106951.
<https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2023.106951>
- Jordbruksverket (23 Aug 2023). Sprida gödsel.
<https://jordbruksverket.se/vaxter/odling/vaxtnaring/sprida-godsel> (hämtad: 2025-05-30).
- Kooij, J., Yang, P. T., Bruun, S., Magid, J., Gro Nielsen, U., Theil Kuhn, L., & Müller-Stöver, D. (2024). Phosphorus speciation in different sewage sludges and their biochars and its implications for movement of labile phosphate in two soils. *Journal of Environmental Management*, 370, 122565. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.122565>
- Luo, X., Wang, R., Nabi, M., Tan, L., Wu, Z., & Xiao, K. (2024). A review on the phosphorus bioavailability of thermal treated sewage sludge. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(6), 114783.
<https://doi.org/10.1016/J.JECE.2024.114783>
- McNamara, PJ, Koch, JD, Liu, Z, Zitomer, DH (2019). Pyrolysis of Dried Wastewater Biosolids Can Be Energy Positive. *Water Environ Res.* 2016;88(9):804-810. doi: 10.2175/106143016X14609975747441. Erratum in: *Water Environ Res.* 2019 Aug;91(8):816.
<https://doi.org/10.2175/106143016X14609975747441>
- Naturvårdsverket (3 mars 2025). Klimatklivet – Biokol.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomstallningen/klimatklivet/biokol/> (hämtad: 2025-05-30).
- Ni, BJ., Zhu, ZR., Li, WH., Yan, X., Wei, W., Xu, Q., Xia, Z., Dai, X., Sun, J. (2020). Microplastics Mitigation in Sewage Sludge through Pyrolysis: The Role of Pyrolysis Temperature, *Environmental Science & Technology Letters*, 7 (12), 961-967, DOI: 10.1021/acs.estlett.0c00740
- Paz-Ferreiro, J., Nieto, A., Méndez, A., Askeland, M. P. J., & Gascó, G. (2018). Biochar from Biosolids Pyrolysis: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(5), 956.
<https://doi.org/10.3390/ijerph15050956>
- Roslagsvatten (u.å.), Nytt reningsverk i Marielund – Frågor och svar.
<https://projektmargretelund.roslagsvatten.se/content/fragor-och-svar-1> (hämtad: 2025-03-10)
- Salman, C. A., Schwede, S., Thorin, E., Li, H. & Yan, J. (2019). Identification of thermochemical pathways for the energy and nutrient recovery from digested sludge in wastewater treatment plants. *Energy Procedia*, 1317–1322. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.325>
- Santos, M. G. B. dos, Costa, C. R., Mendes, G. de O., Blasi Paiva, A., Peixoto, L. S., Costa, J. da L., Marchi, G., Martins, É. de S., & Figueiredo, C. C. de.

- (2024). Oxalic Acid Boosts Phosphorus Release from Sewage Sludge Biochar: A Key Mechanism for Biochar-Based Fertilizers. *Agriculture* (Switzerland), 14(9), 1607. <https://doi.org/10.3390/agriculture14091607>
- SCB (2022). Statistiska meddelanden MISAM BR 2501 - Utsläpp till vatten och slamproduktion 2022 - Kommunala avloppsreningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri, Statistiska Centralbyrån, Solna/Örebro. https://www.scb.se/contentassets/27596eabf4fd4f0da76a5eba3f512107/mi0106_2022a01_sm_misambr2501.pdf
- Schleederer, F., Martín-Hernández, E., Vaneeckhaute, C. (2024). Micropollutants in biochar produced from sewage sludge: A systematic review on the impact of pyrolysis operating conditions, *Waste Management*, 174, 618-629, ISSN 0956-053X, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.12.036>
- Sun, H., Luo, L., Wang, D., Liu, W., Lan, Y., Yang, T., Gai, C., Liu, Z. (2022). Carbon balance analysis of sewage sludge biochar-to-soil system, *Journal of Cleaner Production*, 358, 132057, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132057>
- SVU (2021). VASS Reningsverk – Nyckeltal för år 2020. Rapport R2021-4. Svenskt Vatten, Bromma. https://www.svensktvatten.se/globalassets/dokument/va-statistik-och-rapporter/resultatrapporter/reningsverk/resultatrapport_vass-reningsverk-2020.pdf
- Svenskt Vatten (u.å.a). Reningsverk och reningsprocesser – Reningsverkens utmaningar. <https://www.svensktvatten.se/vara-sakomraden/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/> (hämtad 2025-03-10)
- Svenskt Vatten (u.å.b). Klimatneutral VA-bransch. <https://www.svensktvatten.se/vara-sakomraden/klimat-och-hallbarhet/klimatneutral-va/> (hämtad: 2025-05-30)
- Sylwan, I., Hillforth, C., Nordell, E., (2025). Slambiolol i region Halland – fosforåtervinning, regelverk, lokalisering och ekonomiska förutsättningar, RISE-rapport 2025:2. RISE Research Institutes of Sweden, Göteborg/Uppsala. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn%3Anbn%3Ase%3Ari%3Adiva-77985>
- Teoh, SK., Li, LY. (2020). Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective, *Journal of Cleaner Production*, 247, 119495, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119495>
- Vali, N., Combres, A., Hosseinian, A., & Pettersson, A. (2023). The Effect of the Elemental Composition of Municipal Sewage Sludge on the Phosphorus Recycling during Pyrolysis, with a Focus on the Char Chemistry—

- Modeling and Experiments. *Separations*, 10, 31, 10(1), 31.
<https://doi.org/10.3390/SEPARATIONS10010031>
- Varjúová, D., Staňová, A.V., Grabicová, K. m.fl. (2025). Thermal methods of sludge processing—are they suitable for pharmaceuticals and illicit drugs removal from sewage sludge? *Biomass Conv. Bioref.* 15, 5247–5256.
<https://doi.org/10.1007/s13399-024-05409-4>
- Wang, J., Salman, C.A., Wang, B., m.fl., (2021). Integrating sludge drying in biomass fueled CHP plants. *Energ. Ecol. Environ.* 6, 1–12.
<https://doi.org/10.1007/s40974-020-00187-x>
- Widman, S. (2014). Slamtorkning med lågvärdig värme på Dåva Kraftvärmeverk. [Examensarbete, Umeå Universitet]. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:725901/FULLTEXT01.pdf>
- Willén, A., Rodhe, L., Pell, M., & Jönsson, H. (2016). Nitrous oxide and methane emissions during storage of dewatered digested sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 184, 560–568.
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2016.10.025>
- Winchell, LJ, Ross, JJ, Brose, DA, Pluth, TB, Fonoll, X, Norton, JW Jr, Bell, KY (2022). Pyrolysis and gasification at water resource recovery facilities: Status of the industry. *Water Environ Res.* Mar;94(3):e10701.
<https://doi.org/10.1002/wer.10701>
- Zacher, A., Vitow, N., Heinrich, S., & Leinweber, P. K. (2025). The phosphorus fertilizer effect of biochar from municipal sewage sludge. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 71(1), 1–13.
https://doi.org/10.1080/03650340.2025.2484223/ASSET/A0B1B6BF-B954-43DC-8195-CE4C32E060C3/ASSETS/GRAPHIC/GAGS_A_2484223_F0006_OC.JPG
- Zhang, R., Liu, H., Sariola-Leikas, E., Tran, K. Q., & He, C. (2024). Practical strategies of phosphorus reclamation from sewage sludge after different thermal processing: Insights into phosphorus transformation. *Water Research*, 255, 121524. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2024.121524>
- Zielińska, A., Oleszczuk, P., Charnas, B., Skubiszewska-Zięba, J., & Pasieczna-Patkowska, S. (2015). Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 112, 201–213.
<https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.01.025>

Bilagor

Bilaga 1. Indata till energiberäkningar

Indata till energiberäkningarna ges i Tabell B1-1.

Tabell B1-1. Indata som använts för energiberäkningar.

Parameter	Symbol	Värde	Enhet	Referens
Massflöde avvattnat slam före torkning	\dot{m}_s	0,173	kg/s	Baserat på 5000 ton avvattnat slam/år (data från Lidköpings reningsverk) och 11 driftsmånader per år
Massflöde träflis före torkning	\dot{m}_{sf}	0,145	kg/s	Baserat på beräkning, för att uppnå 2 % P i blandbiokol
Massflöde rökgas	$\dot{m}_{rökgas,avfall}$	19,8	kg/s	Enligt uppgift från Lidköping Energi (beräknat från 55 000 m ³ /år samt densitet på 1,295 kg/m ³ baserat på PipeflowCalculations, (2025)).
Massflöde rökgas från förbränning av pyrolysgas	$\dot{m}_{rökgas-py}$	beräknat	kg/s	Baserat på massflöden av material in, fukthalt och andel volatila ämnen i slam respektive träflis.
Massflöde vattenånga	$\dot{m}_{ånga}$	beräknat	kg/s	Baserat på beräkningar (bl.a. fukthalt i inkommande slam eller slam/träflis-blandning)
Massflöde av pyrolysgas	\dot{m}_{py-gas}	beräknat	kg/s	Baserat på massflöden av material in, fukthalt och andel volatila ämnen i slam respektive träflis.
Slammets fukthalt före torkning	F_s	76	%	Enligt uppgift från Lidköping miljö och teknik
Träflisets fukthalt före torkning	F_{tf}	54	%	Fukthalt hos rå barrved enligt Skogfakta (1995)
Fukthalt efter torkning	$F_{tork,ut}$	20	%	Antagande inom projektet
Specifik värmekapacitet för vatten	$C_{p,v}$	4,19	kJ/kgK	Litteraturdata
Förångningsentalpi för vatten	L_v	2257,51	kJ/kg	Litteraturdata
Temperaturen på slam eller slam/träflis-blandning när den går in till torkning	T_{in}	25	°C	Antagande inom projektet
Temperaturen för torkning/ temperatur hos materialet efter torkning	T_{tork}	110	°C	Antagande inom projektet

Temperaturen för pyrolys	T_{pyro}	750	°C	Antagande inom projektet
Temperaturen hos kraftvärmeverkets rökgaser om uttag sker före skrubber	T_f	150	°C	Enligt uppgift från Lidköping Energi
Temperaturskillnad hos rökgas före och efter skrubber under nuvarande drift av anläggningen	$\Delta T_{skrubber}$	90	°C	150 °C före skrubber och 60 grader efter skrubber, enligt uppgift från Lidköping Energi.
Temperaturskillnad hos rökgas före och efter skrubber efter påkoppling av pyrolys	$\Delta T_{skrubber-py}$	Scenario A: 75,4, Scenario B: 67,6	°C	Beräknat utifrån beräknad temperatur (skillnad i relation till 60 °C efter skrubber).
Energi för pyrolys av slam eller slam/träflisblandning	E_{pyro}	150	MJ/ton	Wang m.fl. (2012)
Energi för värmning av slam (från 110 till 750°C)	$E_{värmn,s}$	1 248	MJ/ton	Baserat på specifik värmekapacitet hos slam och temperaturskillnad
Specifik värmekapacitet hos slam	$C_{p,s}$	1,95	kJ/kg, K	Kim och Parker (2008)
Specifik värmekapacitet hos träflis	$C_{p,tf}$	1,6	kJ/kg, K	Svenskt trä (2021)
Specifik värmekapacitet hos vattenånga	$C_{p,ånga}$	2,055	kJ/kg, K	Litteraturdata
Specifik värmekapacitet för rökgas från avfallsförbränning	$C_{p,rökgas}$	1,13	kJ/kg, K	Beräknat utifrån antagande om sammansättning hos gasen.
Specifik värmekapacitet hos pyrolysgaserna	$C_{p,rökgas-py}$	1,11	kJ/kg, K	Beräknat utifrån antagande om sammansättning hos gasen.
Energiinnehåll slam	E_{slam}	19 356	MJ/ton	Vali m.fl. (2023)
Energiinnehåll i biokol från (orötat) slam	$E_{biokol,s}$	12 168,25	MJ/ton	Vali m.fl. (2023)
Energiinnehåll träflis	E_{tf}	19 200	MJ/ton	Skogfakta (1995)
Energiinnehåll i biokol från träflis	$E_{biokol,tf}$	31 322,15	MJ/ton	Demirbas (2010)
Andel volatila ämnen i slam	V_s	0,66825	-	Inguanzo m.fl. (2002)
Andel volatila ämnen i träflis	V_{tf}	0,8	-	Demirbas (2010)
Densitet torrt slam	-	1400	kg/m ³	Dokuz Eylül Üniversitesi (u.å.)
Densitet torr träflis	-	500	kg/m ³	Skogfakta (1995)
Densitet hos blandning av avvattat slam och flis före torkning	-	946	kg/m ³	Beräknat baserat på densitet hos torra material samt fukthalt före torkning och blandningsförhållande.

Referenser i denna bilaga (utöver de referenser som ingår i huvudrapporten)

- Demirbas, M. F. (2010). Characterization of Bio-oils from Spruce Wood (*Picea orientalis* L.) via Pyrolysis. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 32(10), 909–916.
<https://doi.org/10.1080/15567030903059970>
- Inguanzo, M., Domínguez, A., Menéndez, J. A., Blanco, C. G., & Pis, J. J. (2002). On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 63(1), 209–222. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(01\)00155-3](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(01)00155-3)
- Kim, Y., & Parker, W. (2008). A technical and economic evaluation of the pyrolysis of sewage sludge for the production of bio-oil. *Bioresource Technology*, 99(5), 1409–1416.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.056>
- PipeflowCalculations (2025). Flue gases properties table
<https://www.pipeflowcalculations.com/tables/flue-gas.xhtml> (hämtad 2025-05-02)
- Skogfakta (1995). Skogfakta nr 5 1995 – Träbränslesortiment, definitioner och egenskaper (Malin Ringman). <https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/faktaskog/faktaskog95/4s95-05.pdf> (hämtad: 2025-05-30)
- Svenskt trä (24 juni 2021). Träguiden, Värmeegenskaper.
<https://www.traguiden.se/om-tra/materialet-tra/traets-egenskaper-och-kvalitet/termiska-egenskaper1/varmeegenskaper/> (hämtad 2025-05-02)
- Wang, Z., Chen, D., Song, X., & Zhao, L. (2012). Study on the combined sewage sludge pyrolysis and gasification process: Mass and energy balance. *Environmental Technology*, 33(22), 2481–2488.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2012.683816>

Bilaga 2. Torkteknik

Den data som inhämtats gällande torktekniker redovisas i Tabell B2-1.

För att beräkna dimensionering av tork från Akron användes Akrons egen beräkningsmodell där följande antaganden gjordes: Torkning till 10% fukthalt från 66% initial fukthalt (blandning av flis med 54% fukthalt och slam med 76% fukthalt). Densitet torr slam och torr träflis enligt bilaga 1. Torktemperatur 110 °C och utomhustemperatur 25 °C.

Tabell B2-1. Information om torklösningar.

Företag	Akron	Huber
Möjlig produkt för fullskaleanläggning	Flistork CDG (obs! kräver flera parallella linjer, <u>ej</u> automatiserad drift)	BT8
Kostnad	850 000 kr (per tork, 1–2 torkar krävs beroende på scenario)	Ej specificerat av leverantör
Batch/ kontinuerlig torkning	Torkning i batch rekommenderas. Kontinuerlig torkning möjlig men automatisering saknas.	Kontinuerlig automatiserad torkning.
Inbyggd maskinell in- och utmatning	Ja	Ja
Kapacitet (m³ per batch)	30	-
Torktid per batch (h)	26	-
Kapacitet, inflöde (m³/h)	0,6 ^a (per tork)	~2,7 (ca 2,6 ton/h enligt uppgift från Hüber)
Effektbehov, värme för torkning enligt leverantören	674 kW ^b	0,8–0,9 ^c kWh/kg avdunstat vatten

Tabell B2-1. Fortsättning.

Energi för att torka 1 m³ slam+flis (kWh)	584 (beräknat baserat på effektbehov samt drifttid för torkning av 1 m ³)	500 (beräknat baserat på effektbehov och vatteninnehåll)
Effektbehov, el (t.ex. band, inlastning)	8,5 ^d kW	0,03–0,15 ^c kWh/kg avdunstat vatten
Effektbehov utöver torkningen (t.ex. band, inlastning), (kWh per m³ slam+flis)	Ca 14	ca 15–80 (beräknat utifrån föregående)
Kan rökgas med temperatur 150°C användas som torkmedium (matas in genom slam/flis-bädd)	Det är möjligt. Torken går att täta mer, men kan inte bli helt tät. Ett alternativ kan vara att sätta en sugande fläkt på frånluften efter torken, vilken håller ett undertryck, så att ev. läckage sugas ut tillsammans med rökgaserna, inläckage av luft kan dock vara en riskfaktor med avseende på dammexplosion.	Rekommenderas inte.
Kan torken köras med slam (25% TS)?	Har inte testats med enbart slam tidigare.	Ja.
Kan torken köras med blandning av slam och flis?	Ja, försök har gjorts tidigare i Ekobalans regi.	Osäkert. Beror på vilken typ av flis som används. Viktigt med en homogen fördelning.

^aUppskattat inflöde utslaget över tid (=30 m³/48 h, givet att en ny batch stoppas in varannan dag).

^bFör torkning av en batch (30 m³) till 10 % fukthalt inom angiven torktid, uppskattning utifrån Akrons egen modell där torktemperatur antagits till 110°C och inkommande luft antagits ha en temperatur på 25 °C (om torken körs med luft och ej med rökgas).

^cTekniska data enligt https://www.hubersverige.se/fileadmin/hubersverige/documents/pdf/pro_bt-slamtork_se.pdf

^dFör drift av rullband och utmatningsskruv (körs intermittent).

Huber föreslår även cold air dryer HPS som ett alternativ till deras BT-torkar. HPS torken är en containerlösning som har en betydligt lägre investeringskostnad än deras andra torklösningar. Leverantören förordar generellt denna mer kostnadseffektiva lösning vid mindre slammängder (som är fallet i Lidköping). I en sådan tork sker överföringen av värme via en värmeväxlare (och inte via direktkontakt med torkmediet, i detta fall rökgaser), vilket gör att den integrering med kraftvärmeverkets rökgasrening som undersöks inom ramen för detta projekt inte är möjlig. I cold air dryer genereras kondensvatten, vilket typiskt pumpas tillbaka till reningsverket. Energin i vattenågan (kondensvattnet) skulle potentiellt kunna återvinnas vid kraftvärmeverket men det skulle innebära en helt annan modell för energiberäkningarna. Cold air dryer HPS har följande kapacitet: genomflöde ca 500–3000 ton/år, vattenavdunstning ca 50–250 kg/h, torrhalt på material som matas in ca 18–25 % TS, torrhalt ut 80–90% TS, effektbehov 25–165 kW.

Investerings- och driftskostnad

Investeringskostnaden som uppgavs för Hubers BT-torkar (muntlig information, ej publicerad här) var många gånger högre än de som uppgavs för Akron. Priset för en HPS tork är tiofaldigt lägre än BT-torkarna, men något definitivt pris har inte uppgivits. Gissningsvis är priset för en HPS tork mer jämförbart med priset för en Akrontork. Hubers BT-tork kräver enligt uppgift väldigt lite underhåll. En Akrontork kommer behöva rengöras manuellt med jämna mellanrum för att få bort damm, vilket annars kan leda till brandrisk om det ansamlas. Underhållsbehovet för HPS-torken har inte framkommit i denna undersökning.

Bilaga 3. Parametrar för ekonomisk kalkyl samt investeringskostnader, beräknade fasta och rörliga kostnader och intäkter

Parametervärden för beräkning av nettonuvärde anges i Tabell B3-1. Antagna investeringskostnader anges i Tabell B3-2. Beräknade rörliga kostnader, fasta kostnader, respektive intäkter anges i Tabell B3-3, B3-4 respektive B3-5. Mängd slam och träflis samt dess sammansättning anges i Tabell B3-6. Beräkningar baserade på underlag enligt Bilaga 4.

Tabell B3-1. Parametervärden för beräkning av nettonuvärde.

Parameter	Parameter-namn	Värde	Enhet	Referens
Kalkylränta	r	4	%	I linje med klimatklivets riktlinjer satt till 4%.
Ekonomisk livslängd	n	20	år	Silfver (2020)
Restvärde	R _n	10	% av grundinvesteringen	Silfver (2020)
Årlig ökning av intäkter och kostnader	-	1,3	% per år	Silfver (2020)

Tabell B3-2. Investeringskostnader.

Kostnadskategori	Scenario A, Värde (kr)	Scenario B, värde (kr)	Kommentar
Pyrolyspanna	9 000 000	9 000 000	Panna med kapacitet av 400kW, där mängd material som kan matas in är upp till ca 0,8 m ³ /h (antaget flöde torkat material ca 0,14 respektive 0,40 m ³ /h).
Tork	855 000	1 710 000	Baserat på uppgift från Akron, 1 alternativt 2 st tork(ar).
Integrering med kraftvärmeverket (exempelvis rördragning, transportskruvar)	2 000 000	2 000 000	Minimiantagande. Stor osäkerhet i kostnad baserat på Lidköping Energis erfarenhet.
Byggnad, inklusive ventilation, sensorer (gas), elinstallationer, komplettering av styrsystem	2 463 750	2 677 500	Baserat på antaganden från teknikleverantörer i tidigare projekt (25% av maskininvestering).
Bidrag från klimatklivet	-7 159 375	-7 693 750	Baserat på klimatklivet kan maximalt 50 % stöd ges.

Tabell B3-3. Rörliga kostnader, årligen.

Parameter	Scenario A, Värde (kr)	Scenario B, värde (kr)	Kommentar
Slambiokol, avsättning	179 145	352 350	Kvarstående kostnader till entreprenör (ersättning för transport, förmedling av biokol, samt administrativa kostnader) har antagits vara likvärdig per ton biokol som dagens kostnad per ton slam.
Bränslekostnad flis	-	4 075 361	Kostnad baserad på mängd flis/år multiplicerat med kostnad per ton.
Elkostnad, med avseende på maskiner	169 708	272 210	Baserat på underlag om elförbrukning vid drift 11 månader på ett år. Omfattar motorer och fläktar.
Utsläppsrätter	713 411	2 066 624	Beräknat baserat på uppskattat utsläpp per ton biokol som produceras, multiplicerat med massa biokol
Avgift NOx	-	-	Ej beaktat då bonus/malus-system gör att Lidköping Energi idag får viss intäkt i systemet, dock bedömdes den som försumbar i sammanhanget. (Anläggningar med produktion av >25 GWh el eller värme per år)

Tabell B3-4. Fasta kostnader, årligen.

Parameter	Scenario A, Värde (kr)	Scenario B, värde (kr)	Kommentar
Arbetskraft, normal drift	500 000	500 000	Lönekostnader för drift baseras på 50% av en årsarbetstid.
Underhåll	715 938	769 375	Kostnader för årlig service av externa tekniker samt reservdelar, baserat på underlag från teknikleverantörer, antagen till 5% av grundinvestering.
Mjukvarulicenser	-	-	Antagits vara en mindre kostnad i sammanhanget.

Tabell B3-5. Årliga intäkter.

Parameter	Scenario A, Värde (kr)	Scenario B, värde (kr)	Kommentar
Intäkt avyttring av biokol	-	-	Intäkt vid försäljning av slambiol (kr/ton slambiol multiplicerat med ton slambiol/år).
Intäkt slammottagning	2 258 796	5 723 565	Intäkt för fjärrvärmeverket, betalas av VA-verksamheten.
Intäkt fjärrvärme	-	-	(Överskott enligt energibalansberäkning antaget vara försumbart.)
Försäljning kolkrediter (efter avdrag för C i slammet)	-	1 914 950,3	Mängd biokol (ton) multiplicerat med andel kol i biokol, motsvarande mängd CO ₂ samt intäkt per ton CO ₂ . Den möjliga kolkredit som genereras med slam har inte räknats in då det antagits att denna inte skulle säljas utan behållas inom Lidköping miljö och tekniks egen klimatbudget.

Tabell B3-6. Mängd slam och träflis samt dess sammansättning enligt uppgift från Lidköping miljö och teknik (slam) samt baserat på beräkningar och litteraturdata (träflis).

Parameter	Scenario A	Scenario B	Enhet
Massa torrsbstans som ska pyrolyseras.	1 200	1 200	ton/år
Massa avvattnat slam som ska torkas och pyrolyseras	5 000	5 000	ton/år
TS-halt hos avvattnat slam.	24%	24%	procent
TS-halt flis	-	46%	procent
Massa flis, torrsbstans	-	1 922,3	ton TS/år
Massa flis, "blött"	-	4 179,0	ton/år
Massa biokol som produceras (data ur energiberäkning).	398,1	783,0	ton/år

Referenser i denna bilaga (utöver de referenser som ingår i huvudrapporten)

Silfver, E. (2020). Förbränning av avloppsslam: Utredning av förutsättningar för en anläggning i Umeå [Examensarbete, Umeå Universitet].

<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:umu:diva-172288>

Bilaga 4. Indata för beräkning av löpande kostnader och intäkter

Indata för beräkning av löpande kostnader och intäkter ges i Tabell B4-1.

Tabell B4-1. Indata för beräkning av löpande kostnader och intäkter.

Beskrivning	Värde scenario A	Värde scenario B	Enhet	Referens	Kommentar
Kostnad flis	-	975	kr/ton flis	Energimyndigheten (2025).	Träflis används endast i Scenario B.
Kemikalier	0	0	kr/år	-	Antagit att ingen betydande kemikalieförbrukning sker.
Intäkt biokol	-	-	kr/ton	En rapport från projektet ”Rest till Bäst” har angett pris för biokol (ej slam) i stadsmiljö (Rest till Bäst, 2023).	Biokol från träråvara, för användning i planteringar i städer: ca 10 000 kr/ton (enligt angiven referens). Dock finns idag ingen försäljning av slambiol och ett konservativt grundantagande (ingen intäkt) har därför gjorts.
Kolhalt i <u>biokol</u>	25%	65%	procent	För enbart slam: Zhang m.fl. (2013): ca 10 % vid 600 grader. Zhou m.fl. (2017): ca 12 % vid 400 grader (hög askhalt på slammet som användes). Sylwan m.fl. (2023): ca 27 % vid 600 grader. Agrafioti m.fl. (2013): ca 10 % vid 500 grader (inte lika hög askhalt på slammet som för Zhou m.fl, 2017). Sarvi m.fl. (2023): 21-23 % vid 500 grader.	Värdet har satts utifrån litteratordata. Eftersom slammet från Lidköping är örötat så har värdet satts i den högre änden av spannet.

Tabell B4-1. Fortsättning.

Koldioxid per ton C	3,66	3,66	ton CO ₂ /ton C	Beräknat baserat på molmassa C och O.	
Intäkt kolkrediter	1 277	1 277	kr/ton CO ₂	Sylwan m.fl. (2025)	-
Intäkt fjärrvärme	300	300	kr/MWh	Underlag från SamEnergi/Vattenfall (Sylwan m.fl., 2025)	-
Kostnad för avsättning av slambiolol relativt kostnad för nuvarande slamavsättning	92%	84,3%	procentuell minskning	-	Antagande utifrån kvarvarande massa (mängd biokol i relation till mängd avvattat slam)
Elkostnad	0,744	0,744	kr/kWh	Sylwan m.fl. (2025)	-
Elkostnad för maskindrift	169 708	272 210	kr/år	-	Baserat på en elförbrukning om ca 50 kWh per m ³ material som matas in. Omfattar diverse motorer för transportband samt fläktar.
Densitet slam + flis (avvattnad form)	1,096	0,946	kg/m ³	Se energiberäkning/rapport	-
Överskott till fjärrvärme	-	-	MWh/år	Energibalansberäkning	Överskott bedömts vara försumbart ur ekonomiskt perspektiv.

Tabell B4-1. Fortsättning.

Ton C i råmaterial	360	1 263	ton/år	-	Beräknat (kolhalt råmaterial multiplicerat med ton råmaterial)
Ton C i biokol	100	509	ton/år	-	Beräknat (kolhalt biokol multiplicerat med ton biokol)
Kolhalt i råmaterial	30%	40,5%	procent i relation till torrmasa		Träflis antas ha en halt på kring 47 % C (Iglesias Canabal m.fl., 2023; Wang m.fl., 2022). Torkat slam antas ha något lägre halt, kring 26 % respektive 33 % baserat på Sarvi et al. (2023) samt Sylwan et al. (2023).
Ton C som beräknas avgå med pyrolysgas	260	755	ton/år	-	Beräknat (ton C i råmaterial minus ton C i biokol)
Uppskattat koldioxidutsläpp baserat på avgång av C	954	2765	ton CO ₂ /år	-	Beräknat
Pris utsläppsrätter, per ton utsläpp	65	65	Euro/ton CO ₂	Sylwan m.fl. (2025)	-

Referenser i denna bilaga (utöver de referenser som ingår i huvudrapporten)

- Silfver, E. (2020). Förbränning av avloppsslam: Utredning av förutsättningar för en anläggning i Umeå [Examensarbete, Umeå Universitet].
<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:umu:diva-172288>
- Energimyndigheten (4 feb 2025). Läget på energimarknaderna, Biodrivmedel, biogas och fasta biobränslen
<https://trk.idrelay.com/res/mail/2930/55826/691cd3ba-f7c5-4c66-a16a-8c5e93377696.pdf> (hämtad: 2025-05-30)
- Rest till Bäst (2023). Biokolsproduktion för Malmö stad, Råvarumaterial samt potential i form av kolsänka
<https://biokol.org/rapporter/pdf/biokolsproduktion-foer-malmoe-stad-ravarumaterial-samt-potential-i-form-av> (hämtad: 2025-05-30)
- Agrafioti, E., Bouras, G., Kalderis, D., & Diamadopoulos, E. (2013). Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 101, 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.02.010>
- Lu, H., Zhang, W., Wang, S., Zhuang, L., Yang, Y., & Qiu, R. (2013). Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 102, 137–143. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.03.004>
- Sarvi, M., Kainulainen, A., Malk, V., Kaseva, J., & Rasa, K. (2023). Industrial pilot scale slow pyrolysis reduces the content of organic contaminants in sewage sludge. *Waste Management*, 171, 95–104.
<https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2023.08.018>
- Sylwan, I., Bergna, D., Runtti, H., Westholm, L. J., & Thorin, E. (2023). Primary and digested sludge-derived char as a Cd sorbent: feasibility of local utilisation. *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 88(11), 2917–2930.
<https://doi.org/10.2166/WST.2023.356/1319508/WST2023356.PDF>
- Wang, L., Olsen, M.N.P, Moni, C., Dieguez-Alonso, A., de la Rosa, J.M., Stenrød, M., Liu, X., Mao, L. (2022). Comparison of properties of biochar produced from different types of lignocellulosic biomass by slow pyrolysis at 600 °C. *Applications in Energy and Combustion Science*, 12, 100090,
<https://doi.org/10.1016/j.jaecs.2022.100090>
- Zhou, D., Liu, D., Gao, F., Li, M., & Luo, X. (2017). Effects of Biochar-Derived Sewage Sludge on Heavy Metal Adsorption and Immobilization in Soils. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(7), 681. <https://doi.org/10.3390/ijerph14070681>