



CHALMERS

Systemanalys och lokalanpassad dimensionering av resurseffektiv akvakultur

En studie av recirkulerande akvakultursystem med biokolfilter i Sverige och Rwanda

Kandidatarbete inom Industriell ekonomi

GUSTAV BENDRIK
TOVA HENRIKSSON KYRÖ
KLARA ÅKERMAN SJÖSTRÖM

**INSTITUTIONEN FÖR TEKNIKENS EKONOMI OCH ORGANISATION
AVDELNINGEN FÖR MILJÖSYSTEMANALYS**

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2026
www.chalmers.se
Kandidatarbete TEKX18-25-29

KANDIDATARBETE TEKX18-25-29

Systemanalys och lokalanpassad dimensionering av resurseffektiv akvakultur

En studie av recirkulerande akvakultursystem med
biokolfilter i Sverige och Rwanda

Systems analysis and locally adapted design of
resource-efficient aquaculture

A study of recirculating aquaculture systems with biochar
filters in Sweden and Rwanda

GUSTAV BENDRIK
TOVA HENRIKSSON KYRÖ
KLARA ÅKERMAN SJÖSTRÖM

TEKNIKENS EKONOMI OCH ORGANISATION

Avdelning för Miljösystemanalys
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, Sverige 2026

Systemanalys och lokalanpassad dimensionering av resurseffektiv akvakultur
En studie av recirkulerande akvakultursystem med biokolfilter i Sverige och Rwanda

GUSTAV BENDRIK
TOVA HENRIKSSON KYRÖ
KLARA ÅKERMAN SJÖSTRÖM

© GUSTAV BENDRIK, 2026.
© TOVA HENRIKSSON KYRÖ, 2026.
© KLARA ÅKERMAN SJÖSTRÖM, 2026.

Kandidatarbete TEKX18-25-29
Teknikens ekonomi och organisation
Chalmers tekniska högskola
412 96 Göteborg
Telefon + 46 (0)31-772 1000

Göteborg, Sverige 2026
Gothenburg, Sweden 2026

Systems analysis and locally adapted design of resource-efficient aquaculture
A study of recirculating aquaculture systems with biochar filters in Sweden and
Rwanda

GUSTAV BENDRIK
TOVA HENRIKSSON KYRÖ
KLARA ÅKERMAN SJÖSTRÖM

Department of Technology Management and Economics
Chalmers University of Technology

Abstract

Problem

The increasing global demand for protein-rich food creates a need for production systems that combine high resource efficiency with low environmental impact. Recirculating aquaculture systems (RAS) enable land-based fish production with low water use. However, these systems still depend on external inputs of energy, feed and filtration materials, while nutrients often leave the system through sludge or gas emissions.

Purpose

The purpose of this study is to examine how an RAS with an integrated biochar filter can be designed and sized to increase nutrient recovery, resource efficiency and internal self-sufficiency.

Theoretical framework

The theoretical framework is based on theories and principles regarding recirculating aquaculture, circular resource flows, pyrolysis of biomass and the use of biochar for water purification and nutrient recycling.

Method

The study was conducted as a systems analysis based on literature data and discussions with experts. Two case studies representing Sweden and Rwanda were carried out. The systems were modeled as conceptual facilities where RAS was integrated with agriculture and biochar production. The facilities were dimensioned based on a production target of 40 and 20 tons of fish per year in Sweden and Rwanda, respectively.

Results and implications

The results of the study show that RAS with biochar filters has the potential to contribute to more circular and locally anchored food production. They also show that the system's feasibility is strongly influenced by local conditions, particularly access to energy, feed, biomass and farmland. In Sweden, energy integration and the utilization of surplus heat appear as central issues, whereas the Rwandan model is more influenced by the need for robust and locally adapted technology. The results should be interpreted as theoretical estimates, since the study is based on simplified assumptions and literature data. Further studies are required to investigate the actual purification capacity of biochar, the robustness of energy systems, and the economic feasibility of the plants.

Keywords: Biochar, Biochar filter, Fish-farming, RAS, Nutrient adsorption, Nutrient recovery

Note: The report is written in Swedish

Sammanfattning

Problem

Den ökande globala efterfrågan på proteinrika livsmedel skapar behov av produktionssystem som kan kombinera hög resurseffektivitet med låg miljöpåverkan. Recirkulerande akvakultursystem, RAS, möjliggör landbaserad fiskproduktion med låg vattenanvändning. Samtidigt är systemen fortfarande beroende av externa inflöden av energi, foder och reningsmaterial, medan näringsämnen ofta lämnar systemet i form av slam eller gasformiga utsläpp.

Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka hur ett RAS med integrerat biokolfilter kan utformas och dimensioneras för att öka näringsåtervinning, resurseffektivitet och intern självförsörjning.

Teoretiskt ramverk

Det teoretiska ramverket baseras på teorier och principer kring recirkulerande akvakultur, cirkulära resursflöden, pyrolys av biomassa samt användning av biokol för vattenrening och näringsåterföring.

Metod

Studien genomfördes som en systemanalys baserad på litteraturdata och diskussioner med experter. Två fallstudier för Sverige respektive Rwanda utfördes. Systemen modellerades som konceptuella anläggningar där RAS integrerades med jordbruk och produktion av biokol. Anläggningarna dimensionerades utifrån ett produktionsmål på 40 respektive 20 ton fisk per år i Sverige och Rwanda.

Resultat och implikationer

Resultaten av studien visar att RAS med biokolfilter har potential att bidra till mer cirkulär och lokalt förankrad livsmedelsproduktion. De visar också att systemets genomförbarhet påverkas starkt av lokala förutsättningar, särskilt tillgång till energi, foder, biomassa och jordbruksmark. I Sverige framstår energiintegration och nyttiggörande av överskottsvärme som centrala frågor, medan den rwandiska modellen i högre grad påverkas av behovet av robust och lokalt anpassad teknik. Resultaten bör tolkas som teoretiska uppskattningar, eftersom studien bygger på förenklade antaganden och litteraturdata. Vidare studier krävs för att undersöka biokolets faktiska reningsförmåga, energisystemens robusthet och anläggningarnas ekonomiska genomförbarhet.

Nyckelord: Biokol, Biokolfilter, Fiskodling, RAS, Näringsadsorption, Näringsåtervinning

Notera: Rapporten är skriven på svenska

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte	2
2	Bakgrund	3
2.1	Akvakultur som lösning	3
2.1.1	Recirkulerande akvakultursystem (RAS)	4
2.2	Biokol och potential för resurseffektivitet	5
2.3	Samhälleliga förutsättningar	6
2.3.1	Sverige	6
2.3.2	Rwanda	6
3	Problemanalys och forskningsfrågor	8
3.1	Avgränsningar	9
4	Metod	10
4.1	Val av metod	10
4.2	Litteraturstudie	10
4.3	Systembeskrivning och modellram	11
4.4	Metod för dimensionering	12
4.5	Fallstudier: Sverige och Rwanda	14
4.6	Datainsamling	15
4.7	Analysmetod	15
4.8	Studiens begränsningar	16
5	Resultat	17
5.1	Fallstudie: Sverige	17
5.1.1	RAS	17
5.1.2	Pyrolys	18
5.1.3	Elförsörjning	19
5.1.4	Foder	21
5.1.5	Tillgång till biomassa för pyrolys	23
5.1.6	Avsättning för näringsberikat biokol	24
5.1.7	Ritning av systemmodell	24
5.2	Fallstudie: Rwanda	26
5.2.1	RAS	26
5.2.2	Pyrolys	27
5.2.3	Elförsörjning	29
5.2.4	Foder	30

5.2.5	Tillgång till biomassa för pyrolys	31
5.2.6	Avsättning för näringsberikat biokol	32
5.2.7	Ritning av systemmodell	33
6	Diskussion	35
6.1	Systemperspektiv och resurseffektivitet	35
6.2	Jämförelse mellan Sverige och Rwanda	36
6.2.1	Foder	36
6.2.2	Biomassa till pyrolys	37
6.2.3	Energi	38
6.2.4	Teknisk komplexitet och systemintegration	39
6.3	Metoddiskussion	40
6.4	Framtida arbete	41
7	Slutsats	43
	Referenslista	45
A		1
A.1	In- och utflöden för RAS i Sverige	1
A.1.1	Inflöden	1
A.1.2	Utflöden	1
A.2	Dimensionering av anläggningen	1
B		2
B.1	Beräkningar omvandlingskvot för larver av svart soldatfluga och åkerböna	2
B.2	Beräkningar svenskt foderbehov	2
B.2.1	Beräkningar foderbehov av svart soldatflugelarv	2
B.2.2	Beräkningar foderbehov av åkerböna	2
B.2.3	Beräkningar foderbehov av ärtor	2
B.2.4	Beräkningar foderbehov av vete	3
B.3	Beräkningar svenskt markbehov	3
B.4	Beräkningar tillgång till lokal biomassa	3
C		4
C.1	In- och utflöden för pyrolys i Sverige	4
C.1.1	Inflöden	4
C.1.2	Utflöden	4
C.2	Dimensionering av anläggningen	4
D		5
D.1	In- och utflöden för RAS i Rwanda	5
D.1.1	Inflöden	5
D.1.2	Utflöden	5
D.2	Dimensionering av anläggningen	5
E		6
E.1	Beräkningar rwandiskt foderbehov	6

E.1.1	Beräkningar foderbehov av svart soldatflugelarv	6
E.1.2	Beräkningar foderbehov av vete	6
E.1.3	Beräkningar foderbehov av soja	6
E.1.4	Beräkningar foderbehov av majs	6
E.2	Beräkningar rwandiskt markbehov	6
E.3	Beräkningar tillgång till lokal biomassa	7
F		8
F.1	In- och utflöden för pyrolys i Rwanda	8
F.1.1	Inflöden	8
F.1.2	Utflöden	8
F.2	Dimensionering av anläggningen	8
G		9
G.1	Beräkning av solcellsytta	9

1 Inledning

I takt med tilltagande effekter av antropogena klimatförändringar och ett mer instabilt geopolitiskt läge har frågor kring livsmedelsförsörjning och resursanvändning fått ökad betydelse (Talebian et al., 2024). Samtidigt fortsätter den globala befolkningen att växa, vilket driver efterfrågan på proteinrika livsmedel. Detta ställer krav på produktionssystem som kan leverera proteinrik mat med låg miljöpåverkan och effektiv användning av resurser.

Akvakultur, det vill säga odling av vattenlevande organismer, lyfts fram som ett viktigt bidrag till framtidens livsmedelssystem, eftersom sektorn har potential att producera fisk med relativt hög resurseffektivitet och lägre miljöbelastning jämfört med många andra former av animalieproduktion (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2022). Ett särskilt intresse har riktats mot landbaserad akvakultur, där recirkulerande akvakultursystem (RAS) möjliggör fiskproduktion med minskad vattenanvändning, ökad kontroll över produktionsmiljön samt förbättrad hantering av biprodukter och näringsämnen (Martins et al., 2010). Trots dessa fördelar präglas RAS ofta av linjära resursflöden, där näringsämnen såsom kväve och fosfor lämnar systemet i form av slam och gasutsläpp. Detta begränsar systemets potential att uppnå en mer cirkulär och resurseffektiv produktion. I detta sammanhang blir hanteringen av restströmmar central, då minimering av avfall och effektiv användning av restströmmar är avgörande både ur ett mänskligt hälsoperspektiv och ur ett miljöperspektiv (Behjat et al., 2025).

För att öka cirkulariteten har intresset för biokol som filtermaterial i RAS uppstått, vilket utgör ett relativt nytt forskningsområde. Biokol framställs genom pyrolys av biomassa och har visat sig kunna adsorbera näringsämnen såsom kväve och fosfor, vilket är kopplat till biokolets porösa struktur och ytkemi (M. Zhang et al., 2020). Dessa näringsämnen måste avlägsnas från vattnet i RAS för att upprätthålla god vattenkvalitet, men utgör samtidigt värdefulla resurser ur ett cirkularitetsperspektiv.

När biokolfilter i fiskodling har bundit näringsämnen från vattnet kan biokolet återföras till jordbruket och fungera som ett jordförbättringsmedel (Behjat et al., 2025; Reppas-Chrysovitinos et al., 2026). Forskning visar att biokol har förmågan att förbättra jordens kvalitet genom att öka vatten- och näringshållningen samt stödja markens biologiska aktivitet (Allohverdi et al., 2021). Dessa egenskaper kan i sin tur bidra till ökad växtproduktion (Xu et al., 2025). Vidare bidrar biokol till långsiktig kolinlagring i marken, vilket ger ytterligare miljömässiga fördelar (Allohverdi et al., 2021). Återföringen av biokolet till jordbruket möjliggör att näringsämnen som annars skulle förloras istället kan återföras och bidra till ökad resurseffektivitet.

Hittills har endast ett fåtal studier genomförts om biokols förmåga att förbättra miljöprestandan och cirkulariteten i RAS, men de visar god potential (Behjat et al., 2025; Reppas-Chrysovitinos et al., 2026). Därmed finns det ett behov av att under-

söka hur sådana system kan utformas i praktiken, särskilt hur en RAS-anläggning kan dimensioneras med hänsyn till nationella förutsättningar. I ett allt mer instabilt geopolitiskt läge blir det dessutom särskilt relevant att fokusera på lokalt anpassade produktionssystem som kan bidra till ökad självförsörjning och minskat beroende av globala handelsflöden.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka hur RAS med biokolfilter kan utformas och dimensioneras i två olika lokala sammanhang, ett i Sverige och ett i Rwanda. Studiens mål är att analysera hur en konceptuell anläggning kan anpassas till olika nationella förutsättningar, med fokus på resurseffektivitet och hållbarhet. Studien avser även att undersöka hur anläggningarna kan bidra till en mer hållbar och lokalt förankrad livsmedelsproduktion. Vidare beaktas systemens potential att uppnå en hög självförsörjningsgrad, vilket innebär att de i största möjliga utsträckning kan tillgodose sina egna resursbehov.

2 Bakgrund

Detta kapitel behandlar akvakulturens roll inom hållbar livsmedelsproduktion, med fokus på dess uppbyggnad och resursflöden. Vidare behandlas samhällseliga faktorer som påverkar utvecklingen av RAS, samt de specifika behov och förutsättningar som präglar Sverige och Rwanda.

2.1 Akvakultur som lösning

Akvakultur definieras som ”odling av vattenlevande organismer såsom fiskar, kräftdjur, blötdjur och vattenlevande fotosyntetiska organismer” (Ottinger et al., 2016). Odlingen sker i kontrollerade, jordbruksliknande system där parametrar som vattenkvalitet kan styras. Organismerna som odlas skyddas från rovdjur och sjukdomar samt utfodras för att möjliggöra en stabil tillväxt (van Riel, van Hal et al., 2026). Akvakultur klassificeras vanligtvis i tre grupper: (1) sötvattensodling i exempelvis reservoarer, floder och sjöar; (2) bräckvattensodling i flodmynningar, vikar och laguner; (3) marin odling i exempelvis fjordar eller kustnära vatten (Ottinger et al., 2016). Odlingen kan ske i öppna system, såsom nätkassar i havet, eller i slutna system, exempelvis landbaserade tankar.

Vattenbrukssektorn kan spela en viktig roll i att motverka hunger och undernäring i världen, då dess produkter är rika på protein, essentiella fettsyror samt vitaminer och mineraler (Behjat et al., 2025; van Riel, van Hal et al., 2026). Fisk är en av de mest globalt handlade livsmedelsprodukterna och utgör i många delar av världen den viktigaste källan till högkvalitativt animaliskt protein. Den ständigt växande befolkningen, som har gett upphov till en ökad efterfrågan på fisk, har lett till att många vilda fiskbestånd har utarmats genom överfiske (Ottinger et al., 2016). Fångstfisket kan inte öka ytterligare utan att skada ekosystemen, och därför är det nödvändigt att utveckla system och tekniker som producerar fisk på ett mer hållbart och effektivt sätt. Akvakultur kan ses som en del av lösningen och har under de senaste decennierna blivit den snabbast växande livsmedelsproducerande sektorn i världen (Behjat et al., 2025). Akvakultur står numera för ungefär hälften av all fisk som konsumeras globalt (Ottinger et al., 2016). Prognoser kring livsmedelssäkerhet indikerar att akvakultur har stor potential att möta framtidens efterfrågan och kompensera för de stagnerande tillgångarna från fångstfisket (Ottinger et al., 2016).

Akvakultur kan även erbjuda fördelar jämfört med landbaserad animalieproduktion. Fisk har generellt en högre foderomvandlingseffektivitet än många landlevande djur, vilket möjliggör produktion av näringsrik mat med relativt låg resursanvändning (van Riel, Nederlof et al., 2026). Samtidigt är traditionell köttproduktion, särskilt nötkött, förknippad med betydande miljöpåverkan genom höga utsläpp av växthusgaser, stor markanvändning och hög vattenförbrukning (Tsakiridis et al., 2020). Akvakultur framstår därmed som en viktig komponent i utvecklingen av mer hållbara livsmedelssystem.

Akvakultur är dock inte nödvändigtvis hållbart, då klimat- och miljöpåverkan varierar beroende på art, fodersammansättning och produktionsmetod. Systemens påverkan beror även på lokala miljöförhållanden och klimatförändringar, vilket leder till variationer i både utsläpp och hållbarhet (Yadav et al., 2024). Vissa produktionsformer av akvakultur har mycket låg påverkan, medan andra har större på grund av utsläpp och övergödning. Fiskodlingar i bördiga kustmiljöer har historiskt skapat problem i form av förstörelse och förlust av våtmarker samt föroreningar av vatten och jord (Ottinger et al., 2016). Mot denna bakgrund är valet av akvakultursystem avgörande för att uppnå en hållbar och resurseffektiv produktion.

2.1.1 Recirkulerande akvakultursystem (RAS)

Recirkulerande akvakultursystem, även kallat RAS, anses vara ett av de mer hållbara odlingssystemen tack vare deras kontrollerade miljö. Jämfört med traditionella öppna eller genomströmningssystem erbjuder RAS tydliga fördelar, såsom minskad vattenanvändning, hög kontroll över vattenkvaliteten samt minimerade utsläpp till omgivningen (Hashmi et al., 2025).

RAS är en form av slutna, landbaserade anläggningar där vattnet renas kontinuerligt och återanvänds inom systemet (Behjat et al., 2025). Vattnet cirkuleras genom ett filtreringssystem som avlägsnar patogener, partiklar och lösta ämnen som kan påverka fiskens hälsa negativt (Hashmi et al., 2025). Filtreringssystemet består av både mekaniska och biologiska filter. De mekaniska filtren avlägsnar fasta partiklar, vilka annars skulle brytas ner av bakterier som förbrukar syre i processen (Behjat et al., 2025).

Biologiska filter används för att omvandla kväveföreningar i vattnet, då ammoniak är toxiskt för fiskar i höga koncentrationer (Behjat et al., 2025). Ammoniak bildas som en restprodukt från fiskars metabolism och förekommer i jämvikt mellan ammoniak (NH_3) och ammonium (NH_4^+), där fördelningen påverkas av pH och temperatur (Jiang et al., 2025). Genom biologiska reningsprocesser i filtren omvandlas dessa till mindre skadliga former (Behjat et al., 2025). Först oxideras ammonium till nitrit (NO_2^-), som därefter omvandlas till nitrat (NO_3^-) genom nitrifikation (Hashmi et al., 2025; Jiang et al., 2025). Trots att ammoniak är den mest toxiska formen sker omvandlingen främst från ammonium, vilket indirekt minskar ammoniakhalten genom kemisk jämvikt (Jiang et al., 2025). Även om nitrat är betydligt mindre toxiskt kan det påverka vattenkvaliteten negativt vid höga koncentrationer. Därför sker i många fall denitrifikation, där nitrat reduceras till kvävgas (N_2) under syrefattiga förhållanden (Jiang et al., 2025; Martins et al., 2010). Kvävgasen avlägsnas därefter från systemet (Behjat et al., 2025).

De partiklar som avlägsnas i den mekaniska reningen utgör ett utflöde i form av slam. Slammet innehåller organiskt material samt näringsämnen, främst kväve och fosfor, men även vatten (Behjat et al., 2025). Ungefär 10 % av systemets vatten förloras i samband med slamavskiljningen (Hashmi et al., 2025). Slammet behöver hanteras i reningsprocesser, vilket antingen kan integreras i systemet eller hanteras externt, exempelvis i kommunala reningsverk (Behjat et al., 2025). Trots att RAS

möjliggör fiskodling med låg vattenförbrukning och begränsade utsläpp är systemet inte fullt cirkulärt, eftersom näringsämnen lämnar systemet via slam och gasutsläpp. Dessa utflöden representerar en outnyttjad möjlighet att återvinna reaktivt kväve, vilket potentiellt kan utnyttjas som näringsresurs inom jordbruket (Behjat et al., 2025). En effektiv hantering av dessa flöden är därför avgörande för att öka systemets resurseffektivitet genom att minska näringsförluster och möjliggöra återanvändning av näringsämnen.

2.2 Biokol och potential för resurseffektivitet

Biokol kan bidra till att öka cirkulariteten i RAS genom att ersätta konventionella biofilter med biokolfilter som adsorberar näringsämnen i reningsprocessen. Tack vare sin porösa struktur och ytkemi har biokol god förmåga att binda vattenlösligt kväve och fosfor (M. Zhang et al., 2020).

Biokol är en kolrik restprodukt som bildas vid pyrolys av biomassa, en termokemisk process som sker under syrefria eller starkt syrebegränsade förhållanden (Behjat et al., 2025; Reppas-Chrysovitsinos et al., 2026). Under pyrolysen bryts biomasan ner vid höga temperaturer och den syrefattiga miljön leder till att molekylerna sönderdelas i mindre beståndsdelar istället för att förbrännas. Processen anses vara fördelaktig jämfört med förbränning, eftersom pyrolysen skapar en kombination av fasta, flytande och gasformiga produkter med relativt högt potentiellt värde (Behjat et al., 2025). Pyrolys av biomassa ger upphov till tre huvudprodukter: biokol, bioolja och gaser, där fördelningen av dessa är starkt beroende av processparametrar och biomassans sammansättning (Wang et al., 2022).

Idag används biokol främst av bönder och markägare för att lagra kol i jorden, då det fungerar som en kolsänka samtidigt som det kan förbättra jordens produktivitet (Allohverdi et al., 2021). I Sverige kan användning av biokol i jordbruksmark certifieras för handel med kolkrediter, vilket skapar ekonomiska incitament och bidrar till att uppnå globala klimatmål (Behjat et al., 2025). Intresset för biokol som filtermaterial har ökat under de senaste åren då materialet kan förbättra vattenkvaliteten genom adsorption av näringsämnen, organiskt material och andra föroreningar. Studier visar att biokol effektivt kan binda fosfor och kvävehaltiga avfall samt tungmetaller och organiska föroreningar (Reppas-Chrysovitsinos et al., 2026).

Biokolets egenskaper påverkas i hög grad av råmaterial och pyrolysförhållanden (Wang et al., 2022). Biomassatypen har särskilt stor betydelse för adsorptionsförmågan av näringsämnen. Biokol framställt av barrträdsavfall, exempelvis gran, har i studier visat sig ha goda adsorberande egenskaper (Behjat et al., 2025). Gran är dessutom den dominerande träarten i Sverige och utgör cirka 42 % av den årliga tillväxten i produktiv skogsmark (SLU Riksskogstaxeringen, 2025).

För att förbättra näringscirkulationen kan akvakultur och jordbruk betraktas som ett integrerat system. När biokol används som reningsfilter i fiskodling berikas det med näringsämnen, vilket möjliggör återföring till jordbruket. Det näringsberikade

biokolet kan förbättra markens näringsinnehåll, främja växttillväxt och öka skördeutbyttet, samtidigt som det fungerar som en långsiktig kolsänka (Behjat et al., 2025; Reppas-Chrysovitsinos et al., 2026). Trots denna potential är forskningen kring integrerade system och praktisk tillämpning fortfarande begränsad, vilket motiverar vidare studier inom området.

2.3 Samhälleliga förutsättningar

Förutsättningarna för utveckling av vattenbruk varierar avsevärt mellan olika geografiska och socioekonomiska kontexter. Faktorer såsom klimat, tillgång till naturresurser, institutionella ramverk samt tekniska och ekonomiska förutsättningar påverkar hur sektorn utvecklas och vilka utmaningar som uppstår. För att belysa dessa skillnader beskrivs i detta avsnitt två kontrasterande fall: Sverige och Rwanda. Genom att skildra dessa kontexter möjliggörs en bredare förståelse för vilka drivkrafter och begränsningar som präglar framtidens utveckling av vattenbruk.

2.3.1 Sverige

Vattenbruk är en av de snabbast växande livsmedelssektorerna globalt, men trots detta har utvecklingen i Sverige och övriga Europa varit relativt långsam (Albertsson et al., 2012). Detta har resulterat i ett importberoende, vilket väcker frågor kring transportrelaterad miljöpåverkan samt nationell livsmedelssäkerhet.

Den svenska fiskproduktionen har inte bara utvecklats långsamt, utan även minskat under senare år. Under 2024 minskade fiskproduktionen i landet med tio procent jämfört med föregående år (Jordbruksverket, 2025b). Den dominerande produktionsformen är fortfarande öppna system i form av nätkassar runt kust- och sötvattensmiljöer. Samtidigt har antalet landbaserade anläggningar, särskilt RAS, ökat något (Jordbruksverket, 2025b). Fiskkonsumtionen i Sverige är koncentrerad till ett fåtal arter, där lax, sill, räkor och torsk dominerar. En stor andel av denna konsumtion baseras på import, medan ungefär en fjärdedel fås från Sverige (Axelsson & Hornborg, 2025). Trots goda naturrelaterade förutsättningar begränsas utvecklingen av vattenbruk i Sverige av omfattande regelverk och komplexa tillståndprocesser (Regeringen, 2025). Etablering av nya anläggningar kräver ofta flera tillstånd och omfattas både av nationell lagstiftning och EU:s djurhälsoförfordning (Jordbruksverket, 2025b).

För att stimulera utvecklingen av vattenbruksverksamheter har den svenska regeringen föreslagit ändringar i regelverken (Regeringen, 2025). Dessa syftar till att förenkla tillståndprocesser, minska dubbelprövning och skapa bättre förutsättningar för etablering av vattenbruk. Förslagen inkluderar bland annat ändringar i fiskelagen och miljöbalken, samt undantag från vissa krav relaterade till strandskydd och bygglov.

2.3.2 Rwanda

I kontrast till Sverige präglas förutsättningarna för akvakultur i Rwanda av helt andra faktorer. Rwanda är ett land som befinner sig avskilt från kusten på den

afrikanska kontinenten. Landets geografiska läge begränsar tillgången till marina resurser och ökar betydelsen av inhemsk produktion av fisk. Samtidigt är livsmedelssäkerheten en central fråga, där cirka 20,6 procent av befolkningen upplever osäker tillgång till mat. Osäker tillgång på mat kan få allvarliga konsekvenser för befolkningens välmående, särskilt för barn i en ålder där näringsbrist kan ge livslånga följder (National Institute of Statistics of Rwanda, 2025). Näringsbristen i Rwanda beror i stor utsträckning inte på brist på mat, utan på begränsad tillgång till näringsrik och varierad kost. Även om stora delar av befolkningen arbetar som bönder, är tillgången till proteinrika livsmedel och viktiga vitaminer ofta otillräcklig (UNICEF Rwanda, 2025). Detta skapar ett behov av produktionssystem som kan bidra med näringsrika livsmedel på ett resurseffektivt sätt.

Enligt Niyibizi et al. (2023) är Rwandas akvakultur relativt begränsad i omfattning och till stor del småskalig, med produktionssystem som präglas av låg teknisk komplexitet och begränsad resursanvändning. Utvecklingen hämmas dessutom av bristande tillgång till nödvändiga produktionsresurser, teknisk kunskap och infrastruktur, vilket påverkar landets möjlighet till utökad fiskproduktion. Mot denna bakgrund finns det ett behov i Rwanda av resurseffektiva och lokalt anpassade akvakultursystem som kan hantera begränsade resurser och samtidigt integreras med jordbruket. Rwandas lagstiftning möjliggör landbaserad fiskodling, men ställer krav på tillstånd, kontroll av otillåtna fiskarter samt att verksamheten inte skadar vattenmiljön (Government of Rwanda, 2008).

3 Problemanalys och forskningsfrågor

Akvakultur har identifierats som en nödvändig komponent för att möta den ökade efterfrågan på proteinrik livsmedelsproduktion. Särskilt RAS lyfts fram som ett resurseffektivt alternativ, där vatten kan återanvändas och produktionen kontrolleras oberoende av geografiska förutsättningar. Detta möjliggör en mer flexibel och potentiellt hållbar fiskproduktion jämfört med traditionella system.

Trots fördelarna med RAS är det ett tekniskt komplext system som ställer höga krav på vattenrening, energiförsörjning, investeringar och teknisk kompetens för att systemen ska kunna drivas effektivt. Konventionella biofilter utgör en central komponent i reningsprocessen, men innebär ofta betydande kostnader och begränsningar i möjligheten att återföra näringsämnen till produktiva kretslopp. Samtidigt har biokol identifierats som ett potentiellt alternativ eller komplement till traditionella filter, med förmåga att adsorbera kväve och fosfor samt möjliggöra återanvändning av näringsämnen i exempelvis jordbruk.

Befintlig forskning om RAS och biokolfilter fokuserar främst på enskilda processer eller specifika tillämpningar, medan systemövergripande studier av dimensionering och anpassning till lokala förutsättningar är mer begränsade. Särskilt begränsad är kunskapen om hur tekniska lösningar påverkas av lokala resursförutsättningar, såsom tillgång till energi, biomassa och foder, samt hur dessa faktorer samverkar i systemets totala resursbalans.

Denna kunskapslucka försvårar bedömningen av hur RAS med biokolfilter kan implementeras som en praktiskt genomförbar lösning för lokal livsmedelsproduktion. Utan en integrerad systemanalys som kopplar samman produktionsmål, resursflöden och geografiska förutsättningar är det svårt att identifiera dimensionerande parametrar. Det försvårar också utvärderingen av systemens resurseffektivitet och hållbarhet i olika kontexter. Det finns därför ett behov av att analysera hur ett RAS med biokolfilter kan utformas, dimensioneras och anpassas utifrån ett givet produktionsmål, samt hur systemets resursbehov kan tillgodoses under olika lokala förutsättningar. För att minska denna kunskapslucka har följande frågeställning formulerats:

Hur kan en RAS-anläggning med biokolfilter utformas och dimensioneras för lokal drift i Sverige respektive Rwanda, givet ambitionen att uppnå hög resurseffektivitet, näringsåtervinning och självförsörjningsgrad?

För att möjliggöra denna analys används två definierade produktionsmål som utgångspunkt för dimensioneringen av systemen. Detta gör det möjligt att kvantifiera resursbehov samt att identifiera dimensionerande flöden och analysera driftförutsättningar utifrån ett konkret fall. Vidare möjliggör detta en analys av hur systemets komponenter och flöden samverkar för att uppnå en kontinuerlig och hållbar fiskproduktion, samtidigt som effektiv näringsåtervinning eftersträvas. I denna studie

används ordet hållbar för att beskriva ett system som i så hög utsträckning som möjligt är självförsörjande och resurseffektivt, samtidigt som dess miljöpåverkan minimeras.

3.1 Avgränsningar

För att möjliggöra en systematisk datainsamling och säkerställa arbetets genomförbarhet samtidigt som studiens frågeställning besvaras har ett antal avgränsningar definierats. Studien avgränsas till att undersöka två konceptuella RAS-anläggningar med integrerat biokolfilter. Fokus ligger på systemens övergripande utformning, dimensionering och resursflöden, snarare än en detaljerad teknisk design av samtliga komponenter.

Analysen begränsas till fiskarten *Clarias gariepinus*, som används i samtliga beräkningar och i utformningen av de konceptuella anläggningarna. Valet motiveras av artens höga anpassningsförmåga till olika fodersammansättningar, vilket möjliggör tillämpning under varierande lokala förutsättningar (van Weerd, 1995). Vidare är *Clarias gariepinus* särskilt lämpad för RAS, då arten tolererar hög täthet och kan odlas i ett brett geografiskt spektrum.

Studien avgränsas också till att enbart undersöka RAS utrustade med biokolfilter, och systemet jämförs inte mot etablerad teknik. Detta motiveras med att den nya tekniken redan visat god potential i flera studier (Behjat et al., 2025; Reppas-Chrysovitsinos et al., 2026). Denna avgränsning syftar till att reducera studiens komplexitet och möjliggöra en mer fördjupad analys av biokolets potential inom systemet. Analysen av biokolets funktion fokuserar uteslutande på kväve- och fosforupptag, medan andra potentiella föroreningar inte behandlas i detalj. Övriga restströmmar från systemet, såsom slam, analyseras endast översiktligt i studien.

Ekonomiska analyser samt politiska och institutionella aspekter behandlas också endast översiktligt. Fokus ligger istället på att ge en kontextuell förståelse och skildra teknisk integration, resurseffektivitet och systemens praktiska genomförbarhet.

4 Metod

Detta kapitel beskriver hur studien genomfördes och hur den framtagna systemmodellen användes för att analysera en konceptuell RAS-anläggning med biokolfilter. Kapitlet redogör även för de metodval som ligger till grund för modellering och dimensionering samt hur systemet applicerades i två fallstudier med olika förutsättningar.

4.1 Val av metod

Studien är en systemanalytisk studie där en konceptuell modell används för att analysera och dimensionera två RAS-anläggningar med biokolfilter. Studien kombinerar kvantitativa beräkningar med kvalitativ analys i form av litteratursökning och möten med experter. Den kvantitativa delen av arbetet utgörs av systemmodellering och dimensionering av två RAS med biokolfilter för de konceptuella anläggningarna. Den kvalitativa delen utgör en grund för att skapa förståelse för systemets funktion och utformning samt dess tillämpning i olika geografiska kontexter.

Studien har en explorativ ansats då syftet är att undersöka hur en RAS-anläggning kan utformas och anpassas till olika lokala förutsättningar, snarare än att testa en specifik hypotes. Detta är särskilt relevant då forskning om biokolfilter i RAS är begränsad. Metodvalet möjliggör därmed en helhetsanalys där tekniska, miljömässiga och samhällseliga aspekter beaktas.

Vidare har studien en jämförande ansats genom att två fallstudier utförs, i Sverige och Rwanda. Detta möjliggör en analys av hur en RAS-anläggnings utformning påverkas av olika lokala förutsättningar, såsom klimat, resursförutsättningar och infrastruktur. Diskussioner med experter användes för att stärka rimligheten i antaganden samt bidra med kunskap och perspektiv när litteraturunderlag saknades.

4.2 Litteraturstudie

Litteraturstudien utgör en central del av studien och representerar studiens huvudsakliga datainsamling. En systematisk litteratursökning genomfördes primärt i den vetenskapliga databasen Scopus, men kompletterades även med andra sökmotorer. Scopus anses vara en omfattande databas för vetenskaplig litteratur och används brett inom forskning på grund av dess stora täckning av forskningsområden (Gusenbauer, 2022).

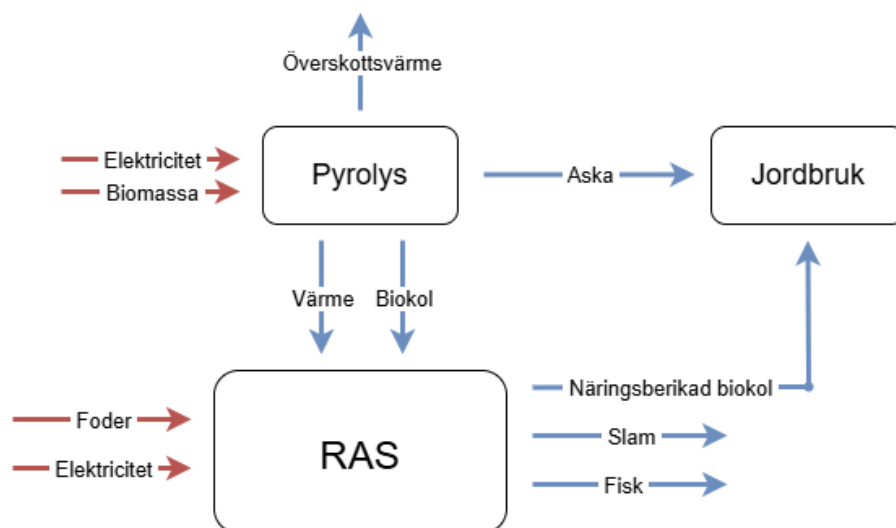
Sökorden relaterades till biokol, biokolfilter, recirkulerande akvakultursystem och näringsåtervinning där olika kombinationer av dessa begrepp användes för att identifiera relevanta studier. Urvalet av litteratur baserades därefter på relevans för studiens syfte samt källornas aktualitet. Sammanfattningar användes initialt för att bedöma relevans och där utvalda artiklar har analyserats mer ingående.

Syftet med litteraturstudien är att skapa förståelse för hur en RAS-anläggning är uppbyggd samt hur systemets funktion påverkas av implementering av biokolfilter. I detta inkluderas även en förståelse för hur biokol produceras genom pyrolys och hur en sådan process integreras i anläggningen. Vidare används litteraturen för att kartlägga centrala komponenter samt identifiera potentiella dimensionerande flöden in och ut från anläggningen. Denna kartläggning låg till grund för en kvantifiering av anläggningens analyserade flöden.

Slutligen användes litteraturen som underlag för att anpassa systemmodellen till en konceptuell applicering i Sverige respektive Rwanda. Utifrån detta kunde anläggningen utformas och anpassas för att undersöka hur lokala resurser och återvinning av näringsämnen kan utnyttjas på bästa sätt för att uppnå resurseffektivitet, näringscirkularitet och hög självförsörjningsgrad. Detta möjliggjorde en analys av hur lokala förutsättningar påverkade systemets utformning och funktion i Sverige och Rwanda.

4.3 Systembeskrivning och modellram

För att analysera systemets funktion utvecklades en konceptuell systemmodell av ett RAS med biokolfilter integrerat med pyrolysanläggning och jordbruk. Figur 4.1 illustrerar de huvudsakliga komponenterna samt de material- och energiflöden som kopplar samman systemen i syfte att uppnå god resurseffektivitet och näringscirkularitet. Det är av denna anledning som jordbruk utgjorde en del av systembilden och betraktades som en avgörande komponent för att realisera biokolets fulla potential i systemet.



Figur 4.1. Systembild över en hypotetisk RAS-anläggning med biokol integrerat med pyrolysanläggning och jordbruk.

I modellen representerades de tre systemkomponenterna som förenklade delsystem. Inom systemteori används begreppet “svart låda” för att beskriva ett angreppssätt där ett system analyseras utifrån sina in- och utflöden, utan att de interna pro-

cesserna beaktas (Petrick, 2020). I denna studie användes ett sådant angreppssätt som en utgångspunkt för att analysera systemets övergripande struktur och flöden. Samtidigt beaktades de interna processerna i den utsträckning som krävdes för dimensionering och modellering av systemet. Analysen avgränsades till ett urval av flöden som bedömdes mest centrala för anläggningens funktion i praktiken.

De externa inflödena som inkluderades i modellen (röda pilar i figur 4.1) utgjordes av foder och elektricitet till RAS samt biomassa och elektricitet till pyrolysen. Utflödena i modellen (blå pilar i figur 4.1) bestod av centrala material- och energiflöden från systemets processer och som påverkar systemets funktion, resurseffektivitet och cirkularitet.

Systemmodellen låg till grund för utformningen av en teoretisk fiskodlingsanläggning där ett RAS och en pyrolysanläggning utgjorde ett integrerat system. Systemlogiken baserades på att foder och elektricitet tillförs RAS, medan elektricitet och biomassa tillförs pyrolysanläggningen från externa källor. Från pyrolysen genereras värme och biokol, som återförs till RAS där biokolet används som filtermaterial och värmen bidrar till uppvärmning av anläggningen. Från pyrolysen genereras även överskottsvärme och aska, där överskottsvärmen inte har någon bestämd funktion i anläggningen. Askan däremot inkluderas som ett flöde till jordbruket då den kan bidra till att höja markens pH-värde och därmed förbättra markförhållandena för tillväxt (Enell et al., 2020). Från RAS genereras utflöden i form av slam, fisk och näringsberikad biokol. Slammet har ingen förutbestämd funktion i systemet, även om det finns potential till vidareanvändning. Det näringsberikade biokolet utgör dock ett inflöde i jordbrukssektorn och kan användas som ett jordförbättringsmedel och bidra till återföring av näringsämnen (Reppas-Chrysovitsinos et al., 2026).

Dessa flöden utgjorde grunden för den vidare kvantifieringen av flödena, där fokus låg på att analysera hur resurser omvandlas och cirkulerar mellan de olika delsystemen. Modellen användes inte för att beskriva systemet i detalj, utan som ett verktyg för att identifiera samband mellan flöden och analysera hur systemet kan utformas.

4.4 Metod för dimensionering

Dimensioneringen av de konceptuella anläggningarna baserades på de utvalda flödena som identifierades i den framtagna systemmodellen. Utgångspunkten för dimensioneringen var ett definierat produktionsmål för fiskproduktion, vilket användes som styrande parameter för att bestämma storleken på systemets flöden och komponenter. Produktionsmålen bestämdes till 40 och 20 ton fisk per år för Sverige respektive Rwanda. Dessa värden valdes i syfte att spegla skillnader i tekniska, ekonomiska och infrastrukturella förutsättningar. Den lägre produktionsnivån i Rwanda motiveras av behovet av en mer småskalig och genomförbar lösning anpassad till lokala tekniska förutsättningar.

Foderflödet till RAS beräknades utifrån produktionsmålet och ett litteraturvärde för foderomvandlingsgrad. Detta flöde utgjorde en central parameter för vidare kvan-

tifiering av systemets övriga flöden. Med utgångspunkt i foderflödet kvantifierades resterande utflöden från RAS, i form av slam och näringsberikad biokol. Dimensioneringen av biokolfiltret baserades på behovet av vattenrening i systemet, där fullständig avskiljning av löst kväve antogs. Detta innebär att allt löst kväve i vattnet antogs avlägsnas genom adsorption till biokolet, utan kvarvarande restkoncentration.

Beräkningarna baserades bland annat på data från en tidigare studie där ett RAS med biokolfilter analyserades utifrån ett LCA-perspektiv (Behjat et al., 2025). I artikeln kvantifierades systemets material- och energiflöden per ton producerad fisk, och dessa värden har skalats upp linjärt med avseende på produktionsmålen, med antagandet att systemets prestanda är proportionell mot produktionsvolymen.

Pyrolysanläggningarnas dimensionering baserades dock inte enbart på denna studie, eftersom studiens värden bygger på en livscykelanalys där infrastrukturen allokeras per funktionell enhet. Dessa värden representerar en andel av en standardiserad referensanläggning och bedömdes därmed inte vara fullständigt representativa för en fysisk, fristående anläggning, då dess kringutrustning såsom torkning, lagring och säkerhetssystem kräver en viss minimistorlek (Azapagic & Clift, 1999; Erakca et al., 2024). Dessa värden har därmed justerats en aning för att bättre motsvara den verkliga anläggningen. Justeringen baserades på antaganden gjorda av författarna, vilka i sin tur är grundade i litteraturen.

Vidare har biokolets antagna adsorptionskapacitet justerats, istället för den ursprungliga ammoniumadsorptionen på 4,2 gram per kilogram biokol, som användes i ovan nämnda studie, har en fyrfaldig ökning antagits. Detta antagande är baserat på litteratur som visar att kemisk modifiering av biokol, exempelvis genom förbehandling med kaliumpermanganat, KMnO_4 , kan öka adsorptionsförmågan upp till flera gånger jämfört med obehandlat material (Cong et al., 2025). Denna parameterändring gjordes för att kunna presentera ett optimerat filtersystem som är så resurseffektivt som möjligt. Det är dock viktigt att poängtera att detta utgör ett idealiserat antagande och att det således bidrar med en potentiell osäkerhet till systemmodellerna, eftersom den faktiska prestandan kan variera. Detta antagande gjordes eftersom användningen av biokol i RAS-anläggningar fortfarande är ett relativt outforskat område, därmed finns det begränsad empirisk data kring dess optimala prestanda. Det ansågs därför motiverat att modellera systemet utifrån dess teoretiska möjligheter, för att bättre kunna utvärdera systemets potential.

Enligt en studie behövs 0,0005 mol kaliumpermanganat per gram biokol (Cong et al., 2025). För att producera de mängder biokol som krävs i denna studie blir kemikaliebehovet mycket stort. En linjär uppskalning från labbstudie till industriell implementering kan dock bli missvisande eftersom reaktionseffektiviteten kan skilja sig åt. Det är osäkert om kemikaliebehovet ökar eller minskar linjärt och den faktiska förbrukningen måste bestämmas experimentellt i pilotskala. I denna studie görs dock antagandet att kemikaliebehovet kan tillgodoses.

Biokolbehovet användes vidare som underlag för dimensionering av pyrolysanlägg-

ningen (tillsammans med den justering av litteraturvärden som nämndes tidigare). Inflödet av biomassa kvantifierades genom litteraturvärden för pyrolysisprocessen, vilket möjliggjorde en uppskattning av biomassabehov för att producera en bestämd mängd biokol. I denna uppskattning kvantifierades även resterande flöden såsom aska och värme. RAS-anläggningens dimensionering baserades på produktionsmålet och bestämdes i samråd med Niklas Wennberg, som driver företaget *Pond Fish and Greens AB* i Sverige.

I denna studie antogs ett lokalt foder kunna designas och användas till respektive RAS-anläggning för att uppnå det angivna produktionsmålet. Ett lokalt anpassat foder utformades som ett konceptuellt beräkningsexempel för respektive RAS-anläggning, med hänsyn till både lokala odlingsförutsättningar och *Clarias gariepinus* hälsoaspekter. Syftet var dock inte att ta fram ett näringsmässigt optimerat foder, utan att uppskatta vilka resurs- och markbehov som kan uppstå om fodret baseras på lokalt tillgängliga råvaror. För att möjliggöra detta har ett fåtal antaganden gjorts. Allt foder antogs behöva användas i torkad form som pellets och alla beräkningar utgick från detta. Fodersammansättningen ska därför inte tolkas som ett optimerat kommersiellt foder, utan som ett beräkningsexempel för att uppskatta resurs- och markbehov vid lokal foderproduktion.

För att uppskatta markbehovet för foderproduktionen användes hektarskördar från Jordbruksverket. Den del av fodret som består av larver från svart soldatfluga inkluderades inte i markberäkningen, eftersom larverna antas kunna produceras på en betydligt mindre yta än de odlade grödorna. För övriga ingredienser beräknades foderbehovet med hjälp av omvandlingskvoter från färsk råvara till torkad foderingsrediens. Markbehovet beräknades därefter genom att relatera det årliga behovet av respektive ingrediens till motsvarande hektarskörd.

Solcellsanläggningen dimensionerades utifrån litteratordata för typisk moduleffekt för nyare paneler och specifik elproduktion per installerad effekt. Genom att kombinera panelens effekttäthet med årlig elproduktion per kilowatteffekt beräknades elproduktionen per kvadratmeter. Dessa värden anpassades för respektive land och användes för att uppskatta solcellsytan som krävs för att tillgodose anläggningens årliga elbehov.

4.5 Fallstudier: Sverige och Rwanda

För att analysera hur systemets dimensionering påverkas av olika lokala förutsättningar genomfördes två fallstudier, Sverige och Rwanda. Dessa valdes för att representera två kontrasterande geografiska kontexter avseende klimat, tillgång till resurser och teknisk infrastruktur.

Sverige är ett land vars förutsättningar på nationell nivå präglas av god tillgång till elektricitet samt en välutvecklad teknisk infrastruktur. Detta skapar stabila förutsättningar för systemets drift på nationell nivå. Den lokala fallstudien fokuserade därmed på möjligheten att integrera systemet med lokala resursflöden, såsom till-

gång till biomassa, samt att anpassa foderförsörjningen för att vara självförsörjande utifrån lokala förutsättningar.

Rwanda representerar en kontext med mer begränsad tillgång till elektricitet och teknisk infrastruktur (Mugenyi et al., 2025). Detta innebär att systemets utformning i högre grad behövde anpassas efter lokala resursbegränsningar och driftförhållanden. Den lokala fallstudien i Rwanda fokuserade därmed på hur systemet kan utformas för att vara resurseffektivt under mer begränsande förutsättningar. Sammantaget möjliggjorde fallstudierna en analys av hur systemets dimensionering påverkades av lokala förutsättningar samt vilka parametrar som var avgörande för anläggningens funktion.

En illustration över systemens utformning med dess komponenter gjordes för varje fallstudie. Illustrationen inkluderade en uppskattning av den yta som RAS- och pyrolysanläggningen upptar samt den solcellsyta som krävs för att RAS-anläggningen ska kunna vara självförsörjande på solet.

4.6 Datainsamling

Studien baseras huvudsakligen på en litteraturstudie av vetenskapliga källor, vilken används för att skapa förståelse för systemets uppbyggnad och funktion, samt för att identifiera relevanta parametrar för dimensioneringen. Litteraturen kompletterades med kvalitativ information från möten och diskussioner med experter inom vattenrening, biokol och RAS-baserad fiskodling. Denna information användes för att stärka rimligheten i modellantaganden, beräkningar samt för att komplettera litteraturen i de fall där specifik information var osäker eller saknades. I de fall där data saknades gjordes antaganden baserade på litteratur eller expertbedömningar. Dessa antaganden dokumenterades och beaktades i analysen samt i metodkritiken.

4.7 Analysmetod

Utöver den kvantitativa analysen genomfördes en kvalitativ analys av systemets funktion, där faktorer såsom genomförbarhet och anpassningsbarhet beaktades. Analysen syftade till att ge en helhetsbild av hur systemets utformning påverkas av lokala förutsättningar och hur detta i sin tur påverkar möjligheten att uppnå resurseffektivitet.

Analysen genomfördes genom att jämföra resultaten från dimensioneringen mellan de två fallstudierna i syfte att identifiera hur lokala förutsättningar påverkar systemets utformning och funktion. Fokus låg på att analysera rimligheten i att kunna tillgodose respektive anläggnings resursbehov, men även att identifiera skillnader i hur flöden kommer till användning baserat på lokal kontext.

Utvärderingen av lokal resurseffektivitet baserades på hur väl systemet kan utnyttja tillgängliga resurser inom respektive kontext. Detta innefattade en analys av i vilken utsträckning lokala resurser, såsom biomassa och foder, kan integreras i sy-

stemet samt hur beroendet av externa inflöden varierar mellan fallen. I denna studie bedömdes system med hög grad av lokal resursintegration och lågt beroende av externa resurser vara mer resurseffektiva. Vidare analyserades systemets förmåga att skapa användbara kopplingar mellan delsystemen, med särskilt fokus på återföring av näringsämnen till jordbruket. Fallstudierna jämfördes utifrån hur effektivt dessa kopplingar kan realiseras och vilken nytta de kan skapa.

4.8 Studiens begränsningar

Studien är gjord med flera osäkerheter kopplade till datainsamling och metodval. De kvantitativa beräkningarna baserades på litteraturvärden, vilket ofta är framtagna utifrån en viss geografisk kontext och under specifika driftförhållanden. Detta innebar att värden såsom fodrets näringsinnehåll, biokolets adsorptionsförmåga och utbyten i systemets processer kan avvika från faktiska förhållanden. Resultaten bör därför tolkas som uppskattningar snarare än exakta värden. Vidare begränsades studien av tillgången på data inom området, särskilt kopplat till biokolfilter i RAS. Detta resulterade i att vissa parametrar behövde uppskattas eller baseras på indirekta källor. I dessa fall gjordes avgränsningar och antaganden för att möjliggöra dimensioneringen av systemet, vilket skapar ytterligare osäkerheter i resultaten. Exempelvis antogs att samma typ av biomassa användes i båda fallstudierna, trots att detta inte överensstämmer med verkliga förhållanden. Detta gjordes för att underlätta beräkningarna.

Studiens framtagna systemdimensionering bygger på förenklingar av verkligheten. Exempelvis antas fullständig avskiljning av löst kväve i biokolfiltret. Ytterligare förenklingar gjordes genom antagandet att systemet är skalbart linjärt. I detta fall antogs litteraturvärden för en RAS-anläggning som är konstruerad för att producera en viss mängd fisk vara skalbara linjärt. Sådana förenklingar kan påverka resultatets precision, men de ansågs nödvändiga för att möjliggöra en övergripande analys.

Slutligen innebar studiens avgränsningar att endast ett urval av systemets flöden inkluderades i analysen. Vissa potentiellt relevanta flöden och processer exkluderades, vilket kan påverka helhetsbilden av anläggningens behov. Trots dessa begränsningar ansågs metoden vara tillräcklig för att identifiera övergripande samband och analysera hur systemets utformning påverkas av olika lokala förutsättningar.

5 Resultat

I följande kapitel presenteras resultaten för de studerade fallstudierna i form av två konceptuella modeller för anläggningarna i Sverige och Rwanda. Inledningsvis redovisas det svenska systemet, följt av det kontextanpassade systemet för Rwanda. I respektive fallstudie kvantifieras systemets in- och utflöden samt storleken på systemens huvudsakliga komponenter. Vidare beskrivs lokala förutsättningar, såsom klimat och tillgång till biomassa, samt hur dessa påverkar dimensioneringen av systemet. Resultaten visar ett förslag på hur anläggningarna kan utformas utifrån hög resurseffektivitet och självförsörjningsgrad.

5.1 Fallstudie: Sverige

I detta avsnitt beskrivs resultaten för hur en konceptuell anläggning i Sverige kan utformas. Systemet är dimensionerat och anpassat för ett produktionsmål på 40 ton fiskkött per år.

5.1.1 RAS

Resultatet för det recirkulerande akvakultursystemet i Sverige omfattar beräknade in- och utflöden för det studerade systemet. Dessa inkluderar resursbehov i form av elektricitet, värme, foder och biokol, samt genererade flöden av fisk, slam och näringsberikad biokol. Slutligen beskrivs anläggningens konstruktion och storlek, anpassad efter de givna förutsättningarna.

Tabell 5.1 visar de beräknade in- och utflödena till RAS för en produktion av 40 ton fiskkött per år. Samtliga beräkningar finns redovisade i A.1.

Tabell 5.1: In- och utflöden för RAS i Sverige vid en produktion av 40 ton fisk per år

Flöde	Mängd
Inflöden	
Elektricitet	2 000 kWh/år
Foder	48 ton/år
Värme	123 160 kWh/år
Biokol	1 210 m ³ /år
Utflöden	
Slam	12 ton/år
Näringsberikat biokol	188 ton/år
Fisk	40 ton/år

Som framgår av tabell 5.1 utgör foder, biokol och värme de största inflödena, medan utflödena består av näringsberikat biokol och slam (utöver fisk). Tabellen indikerar också att foderomvandlingsgraden är relativt hög; av endast 48 ton foder fås en pro-

duktion på 40 ton fisk. Vidare uppskattas behovet av biokol till 1 210 m³ per år för att adsorbera allt löst kväve i vattnet. Detta motsvarar ett utflöde på cirka 188 ton näringsberikat biokol per år. Det produceras också ett utflöde i form av 12 ton slam per år. Till RAS behöver även elektricitet tillföras, vilket krävs för vattenpumpning och syresättning, samt värme för att upprätthålla lämplig temperatur i tankarna. För drift av den modellerade anläggningen i Sverige krävs 2 000 kWh elektricitet samt 123 160 kWh värme per år.

För att producera 40 ton fisk per år beräknas det behövas fyra tankar med en årsproduktion på 10 ton fisk för varje tank. Med en förenklad dimensionering baserad på en antagen fisktäthet på 300 kg/m³ krävs en total vattenvolym på cirka 133 m³ (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 6 maj 2026). Fördelat på fyra tankar blir detta ungefär 33 m³ per tank, vilket motsvarar en 20-fots container enligt internationella (ISO) containerstandarder. Till anläggningen behövs även biytor för bland annat pumpar och rör. Byggnadens totala yta uppskattas därmed vara cirka 500 m² (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 6 maj 2026). De fullständiga beräkningarna redovisas i A.2.

5.1.2 Pyrolys

Pyrolysanläggningen antas vara lokaliserad i anslutning till RAS-anläggningen för att eliminera behovet av transport. Dessutom är det fördelaktigt ur ett resursperspektiv, eftersom samlokalisering av anläggningarna innebär att den värme som genereras i pyrolysisprocessen kan användas för uppvärmning av fiskodlingen samt intilliggande byggnader. En del av värmen kan också användas för att torka biomassan innan pyrolysen. För varje kubikmeter biokol som produceras genereras 26 kWh värme, vilket inkluderas i beräkningen av systemets flöden. Temperaturen i pyrolysen antas bli ungefär 720–780 °C (Behjat et al., 2025). I processen bildas biokol, aska och gas. I ett typiskt fall där barrträdet gran nyttjas som biomassa blir 20 % av den torkade biomassan till biokol, medan 78 % blir till gaser och 2 % till aska (Behjat et al., 2025). Gasen omvandlas till värme via förbränning och askan som bildas kan potentiellt användas som biogödsel i skogsbruk eller odlingsmark.

Pyrolysanläggningen beräknas enligt LCA-studien ha en golvyta på 42 m² och en intilliggande silo på 91 m³ där träflisorna lagras. Båda antas vara gjorda av betong och silon antas vara byggd i ett yttre utrymme utanför byggnaden. Som tidigare nämnts i kapitel 4.4 bedöms den verkliga anläggningen sannolikt kräva en större yta, därför antas en säkerhetsmarginal där den beräknade arean ökas med 20 %. Golvytan blir då ungefär 50 m² och silon cirka 109 m³. Beräkningarna redovisas i C.2.

I tabell 5.2 visas de mest relevanta beräknade in- och utflödena i pyrolysisprocessen för att producera 1 210 m³ biokol per år (C.1). Anläggningen planeras att vara i drift dygnet runt, året runt.

Tabell 5.2: In- och utflöden för pyrolysisprocessen i Sverige vid en produktion på 1 210 m³ biokol/år

Flöde	Mängd
Inflöden	
Elektricitet	31 250 kWh/år
Biomassa	1 192 ton/år
Utflöden	
Aska	18 ton/år
Biokol	1 210 m ³ biokol/år
Värme	1 501 710 kWh/år

Tabellen visar att det krävs en betydande mängd elektricitet för att genomföra pyrolysen. För att producera 1 210 m³ biokol fordras 31 250 kWh elektricitet per år. Det behövs även 1 192 ton biomassa och utöver biokolet bildas utflöden i form av 18 ton aska samt 1 501 710 kWh värme per år. Detta innebär att pyrolysen inte enbart utgör en produktion av biokol, utan även en betydande intern källa till värme. RAS har ett värmebehov på 123 160 kWh per år, vilket innebär att den genererade värmen överstiger anläggningens interna behov. Denna överskottsvärme skapar goda möjligheter till systemintegration.

I en svensk kontext är integrationen av pyrolysanläggningar särskilt relevant tack vare de välutbyggda fjärrvärmenäten och den goda tillgången till biomassa (Azzi, 2021). Pyrolysanläggningen kan integreras i både centraliserade och decentraliserade värmesystem, där överskottsvärmen nyttiggörs för uppvärmning eller interna processer. I centraliserade system finns möjligheten att använda överskottsvärmen i fjärrvärmenät, medan den i mer decentraliserade system kan användas lokalt, exempelvis för uppvärmning av byggnader eller andra värmekrävande processer (Azzi, 2021). Under de svenska sommarmånaderna, då värmebehovet är relativt lågt, kan värmen istället användas till exempelvis spannmålstorkning till fiskfodret eller för torkning av biomassa innan pyrolysen.

5.1.3 Elförsörjning

Anläggningens elförsörjning är direkt avgörande för systemets drift, då både RAS och pyrolysisprocessen är beroende av kontinuerlig eltillförsel. RAS kräver en hög och relativt oflexibel elektrisk baslast för pumpning och syresättning, samtidigt som temperaturreglering är avgörande för fiskens överlevnad (R. Zhang et al., 2026). Detta innebär att kortvariga avbrott i eltillförseln kan få allvarliga konsekvenser. Om eltillförseln inte kan säkerställas kan det i värsta fall leda till att många fiskar dör. Energiförsörjningen i RAS blir därför en kritisk parameter för systemets drift, där höga krav ställs på stabil och tillförlitlig elförsörjning.

Utöver energibehovet för RAS tillkommer ett betydande energibehov kopplat till den integrerade pyrolysanläggningen för produktion av biokol. Pyrolysisprocessen är en energikrävande process då extern värmertilförsel krävs för att initiera och upprätt-

hålla den termokemiska omvandlingen av biomassa (da Costa et al., 2023). Samtidigt genereras energirika gaser som vid intern återföring kan användas för att täcka stora delar av processens värmebehov. Detta reducerar det externa energibehovet, men är beroende av processens verkningsgrad och graden av energiåtervinning (da Costa et al., 2023). I systemmodellen innebär detta att pyrolysanläggningen både fungerar som en energikonsument och som en potentiell intern energikälla i form av värme till RAS (därav värmeflödet mellan pyrolys och RAS i figur 4.1).

Utifrån en svensk kontext baseras energiförsörjningen för den konceptuella anläggningen på en kombination av nätansluten el, lokal solelproduktion samt kompletterande lagrings- och reservkraftsystem. Nätanslutningen utgör grunden i energisystemet och säkerställer en kontinuerlig eltillförsel oberoende av externa faktorer. Den svenska elmixen utmärks av hög leveranssäkerhet och en mycket hög andel fossilfri elproduktion, där 98 % av Sveriges el är fossilfri (Regeringskansliet, u.å.). Detta innebär att användningen av nätel inte medför någon betydande negativ påverkan på systemets miljöprestanda.

För att minska beroendet av extern el och sänka driftkostnader kompletteras nätanlutningen med lokal produktion av solel. Det totala elbehovet för den svenska anläggningen uppskattas till 33 250 kWh/år och den årliga elproduktionen från solceller i Sverige uppskattas till 172 kWh/m² (se G.3 för beräkning), baserat på data från IEA PVPS (2020). Detta motsvarar ett behov av cirka 193 m² solcellsyta för att täcka anläggningens årliga elbehov. Det är dock viktigt att notera att denna dimensionering baseras på ett årsmedelvärde och därmed inte är representativ för den faktiska produktionen över tid. I Sverige varierar solinstrålningen kraftigt mellan årstider, och under vinterhalvåret kan produktionen från solceller vara mycket begränsad under längre perioder. I och med att anläggningens elbehov är kontinuerligt och i stor utsträckning oflexibelt, innebär detta att solelproduktionen inte kan säkerställa energiförsörjningen på egen hand.

För att hantera denna begränsning är en lösning att integrera batterilagring i systemet. Batteribaserade energilagringssystem möjliggör lagring av överskottsel från solproduktion och används för att balansera skillnader mellan produktion och efterfrågan (EsmaeiliShayan, 2025). Dessa system har hög verkningsgrad och är särskilt lämpade för korttidslagring, exempelvis för att hantera variationer mellan dag och natt (EsmaeiliShayan, 2025). Däremot utgör batterilagring inte en fullständig lösning för att hantera Sveriges årstidsvariationer. För att säkerställa driftsäkerheten i en industri krävs även reservkraftslösningar. Inom elintensiv industri används vanligtvis system såsom avbrottsfri kraftförsörjning (UPS) och generatorer för att upprätthålla kritiska funktioner vid strömavbrott (Rosendal & Öberg, 2025).

För en konceptuell RAS-anläggning i Sverige innebär detta att ett batteribaserat UPS-system säkerställer omedelbar eltillförsel till kritiska funktioner såsom syresättning och pumpsystem, medan en generator möjliggör fortsatt drift vid längre elavbrott. Ett alternativ till konventionell dieselgenerator, som oftast används, är att använda en biogasgenerator. En biogasgenerator kan utgöra ett mer hållbart al-

ternativ, både ur ett ekonomiskt och miljömässigt perspektiv, samtidigt som den upprätthåller hög driftsäkerhet i hybridiserade energisystem (Ghaem Sigarchian et al., 2015).

Sammantaget bygger energiförsörjningen i den konceptuella RAS-anläggningen på en kombination av nätanslutning, solel, batterilagring och reservkraft. Det svenska elnätet säkerställer en stabil eltillförsel, medan solel bidrar till att minska driftkostnader och öka självförsörjningsgraden. Batteri och UPS kan hantera kortvariga störningar och variationer i solelproduktion och vid längre avbrott säkerställer en biogasgenerator fortsatt drift.

5.1.4 Foder

För produktion av foder i den svenska kontexten valdes grödor som redan odlas i stor utsträckning i Sverige och som är anpassade till det svenska klimatet. Inledningsvis undersöktes rapsmjöl som proteinkälla. Dock visar tidigare studier att rapsmjöl kan påverka hälsan hos *Clarias gariepinus* negativt (Wnęk-Auguścik & Nasiłowska, 2025). Rapsmjöl visar sig därför inte vara lämpligt för den slutliga fodersammansättningen, men kan vara av värde för studier av andra fiskarter.

Den slutliga fodersammansättningen baseras på ingredienser som bedöms vara relevanta utifrån svensk odlingspotential samt tidigare studier av foder till *Clarias gariepinus*. Resultatet visar att de mest lämpliga ingredienserna i det svenska fodret är larver av svart soldatfluga samt ärtmjöl (Davies & Gouveia, 2016; Fawole et al., 2019). Denna kombination bedöms vara en rimlig fodersammansättning (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 21 april 2026).

En studie visar att ärtbaserade ingredienser kan ersätta sojamjöl och delvis fiskmjöl i foder till *Clarias gariepinus* utan negativ påverkan på dess tillväxt (Davies & Gouveia, 2016). Studien visar även att inblandningsnivåer omkring 30 % är de mest lämpliga för att inte hämma fiskarnas tillväxt. Detta indikerar att ärtor kan fungera som en lokal växtbaserad proteinkälla för det svenska fodret.

Larver av svart soldatfluga kan förvaras på en liten yta och de kan äta matavfall (Bram et al., 2017). De har också bevisats kunna användas i *Clarias gariepinus* foder och därför inkluderas de i detta exempelfoder (Fawole et al., 2019). I en studie där larverna i ökad procenthalt ersatte andra ingredienser i fiskfodret visade en procenthalt på 50 % larver i fodret den bästa tillväxten hos *Clarias gariepinus* (Fawole et al., 2019). Även om en inblandning på 50 % av mjöl från svart soldatfluga gav bäst tillväxt hos *Clarias gariepinus*, betraktades en lägre andel på 20 % i denna studie. Detta motiveras av att mjöl från larver av svart soldatfluga fortfarande är en mindre etablerad foderingrediens än traditionella växtbaserade råvaror. En lägre inblandning bedöms därför vara mer rimlig i ett konceptuellt lokalt foder.

Åkerböna inkluderas som en lokalt tillgänglig proteingröda i Sverige då det är en etablerad och mycket tillgänglig gröda i den svenska kontexten enligt statistik från Jordbruksverket (Jordbruksverket, 2026). Det direkta litteraturstödet för åkerböna

i foder till *Clarias gariepinus* är dock begränsat. I studien av Qingqing et al. (2023) studie undersöktes fisken tilapia vid gradvis högre halter av åkerbönor i fodret. Detta påverkade fiskens muskelstruktur och gjorde fiskköttet fastare och mer sprött. Åkerböna används i en begränsad andel i fodret, och valet bör betraktas som ett osäkert men lokalt motiverat antagande.

Vete inkluderas som energi- och utfyllnadsråvara, eftersom det används i experimentella foderformuleringar för *Clarias gariepinus* (Fawole et al., 2019) och har hög skörd per hektar i svensk odling (Jordbruksverket, 2026). Foderingredienserna och deras viktandel av fodret presenteras i tabell 5.3. Som framgår av tabellen är fördelningen av komponenterna i fodret relativt jämn.

Tabell 5.3: Foder utifrån svenska lokala förutsättningar

Ingrediens	Andel av fodret
Svart soldatflugamjöl	20%
Vete	30%
Ärtmjöl	30%
Åkerböna	20%

Hektarskördarna uppgick till 2 890 kg/ha för ärter år 2024 (Jordbruksverket, 2025a). För vete och åkerböna används statistik för 2025, där hektarskördarna uppgick till 7 610 kg/ha respektive 3 780 kg/ha (Jordbruksverket, 2026). Omvandlingskvoter från färsk råvara till färdig foderingrediens används för att beräkna råvarubehovet. För ärta, vete, åkerböna och larver av svart soldatfluga används omvandlingskvoter på 0,85, 0,80, 0,965 respektive 0,316. Beräkningarna bakom omvandlingskvoterna för larver och åkerböna redovisas i Appendix B.1.

Utifrån det totala foderbehovet för konceptanläggningen kan den totala arean som krävs för foderproduktion till en produktion på 40 ton fisk per år beräknas i B.2. Resultaten redovisas i tabellen 5.4..

Tabell 5.4: Fodersammansättning utifrån svenska lokala förutsättningar

Ingrediens	Total mängd per år (färskvikt i kg)	Markarea (hektar)
Svart soldatfluga	30 400	–
Vete	18 000	2,4
Ärta	16 941	5,6
Åkerböna	9 947	2,7
Totalt		10,9

Tabellen ovan visar att den totala markytan för foderproduktion uppgår till cirka 10,9 ha. Ärta står för den största delen av markbehovet, vilket beror på den relativt höga andelen ärtmjöl i fodret och en lägre hektarskörd jämfört med vete. Vete bidrar med en stor andel av fodret, men kräver en mindre odlingsyta på grund av den högre hektarskörd. Resultatet indikerar att foderproduktionen är möjlig att uppskatta

inom en relativt begränsad markyta, men bör tolkas med försiktighet eftersom fodret är ett konceptuellt exempel och inte en optimerad kommersiell formulering.

5.1.5 Tillgång till biomassa för pyrolys

För att pyrolysanläggningen ska kunna producera biokol krävs en kontinuerlig tillgång till lämplig biomassa. I den svenska fallstudien undersöks trädgårdsavfall som en möjlig lokal källa till biomassa. Detta motiveras dels av att trädgårdsavfall redan samlas in i stora mängder och dels av att bioavfall enligt Naturvårdsverket ska sorteras och samlas in separat från annat avfall (Naturvårdsverket, 2024).

En studie från Statens geotekniska institut visar att utsorterat trädgårdsavfall kan användas som råvara vid produktion av biokol genom pyrolys (Enell et al., 2020). Enligt studien bestod trädgårdsavfallet delvis av träavfall, vilket denna studie fokuserar på, men även grönt avfall. Detta gör trädgårdsavfall relevant som lokal källa till biomassa i den svenska fallstudien.

Enligt Avfall Sverige (2024) samlades det under 2024 in 1 603 930 ton grovavfall i Sverige. Vidare visas att trädgårdsavfall ingår i kategorin grovavfall och utgjorde cirka 25 % av denna mängd. Utifrån detta uppskattas mängden trädgårdsavfall till cirka 401 000 ton per år. För att uppskatta möjlig biokolproduktion används ett antaget biokolutbyte på 20 % baserat på en studie där torr biomassa av gran pyrolyserades till biokol (Behjat et al., 2025).

Beräkningarna från B.4.1 sammanställs i tabell 5.5. Beräkningen ska snarare ses som en översiktlig uppskattning av den nationella potentialen för biomassa än som ett mått på hur mycket biomassa som praktiskt kan tillföras en enskild anläggning.

Tabell 5.5: Uppskattning av mängd biokol från trädgårdsavfall i Sverige

Parameter	Värde	Enhet
Grovavfall	1 603 930	ton/år
Andel trädgårdsavfall	25	%
Trädgårdsavfall	400 982,5	ton/år
Biokolutbyte	20	%
Biokol	80 196,5	ton/år
Biokolbehov	97-387	ton/år

Resultatet visar att den teoretiska biokolpotentialen från trädgårdsavfall uppgår till cirka 80 200 ton per år. Detta överstiger anläggningens beräknade behov av biokol med god marginal, vilket indikerar att tillgången till biomassa inte är en begränsande faktor i den svenska fallstudien. Däremot bör resultatet tolkas med försiktighet, eftersom beräkningen utgår från den totala mängden trädgårdsavfall nationellt och inte tar hänsyn till geografisk tillgänglighet, konkurrerande användning, fukthalt eller variationer i biomassans sammansättning.

5.1.6 Avsättning för näringsberikat biokol

Det näringsberikade biokolet från RAS-anläggningen kan användas inom jordbruk som ett jordförbättringsmedel. Efter att ha laddats med näringsämnen såsom kväve och fosfor från fiskvattnet, kan biokolet fungera både som en bärare av näring och som en strukturförbättrare i jorden (Allohverdi et al., 2021). Detta förbättrar växters tillväxtförutsättningar och bidrar till stabilare skördar, vilket ökar livsmedelssäkerheten. Dessutom kan förbättrad näringshållning i jorden minska behovet av extern gödsling och på så sätt bidra till ett mer resurseffektivt och hållbart jordbruk (Li et al., 2021; Sarfaraz et al., 2024). Näringsberikat biokol kan inte likställas med gödsel, istället fungerar biokol som en långsam näringskälla som förbättrar jordens förmåga att hålla kvar vatten och näringsämnen. Detta minskar i sin tur behovet av gödsel då effektiviteten i tillförd gödsel ökar (Gwenzi et al., 2018).

Effekten av biokol varierar beroende på jordtyp och odlingsförhållanden. En global metaanalys-studie baserad på fältförsök visar att biokol i genomsnitt kan öka skörden med cirka 15-20 % (Xu et al., 2025). Studien visar även att skördeökningen är relativt likartad över ett spann av appliceringsnivåer: cirka 15 % <10 ton/hektar, 17 % vid 10-30 ton/hektar och 19 % vid >30 ton/hektar. De ökade effekterna kunde dock inte statistiskt säkerställas, vilket indikerar att måttliga mängder biokol ofta är tillräckliga för att uppnå en stor del av den positiva effekten. För svenska förhållanden, där jordar ofta har relativt god näringsstatus, är det därför rimligt att utgå från den lägre delen av det studerade intervallet. En appliceringsnivå på cirka 10 ton biokol per hektar bedöms som tillräcklig för att uppnå den positiva effekten.

Det näringsberikade biokolet kan återanvändas i systemet och användas till odling av grödor som ingår i fiskarnas foder. Som nämnts i kapitel 5.1.4 kan ärtor, åkerböna och vete användas i foderproduktionen. Näringsladdat biokol har potential att öka denna skörd ytterligare jämfört med vanligt biokol, men i dagsläget finns det relativt få studier om detta. Därmed antas det att det till en hektar odlingsmark krävs ungefär 10 ton näringsberikad biokol. Detta innebär att 109 ton behövs för att förse hela odlingsarean på 10,9 hektar med biokol. Som tidigare beräknat genererar RAS-anläggningen 188 ton näringsberikad biokol, så en del av det restflödet kan säljas vidare till andra aktörer.

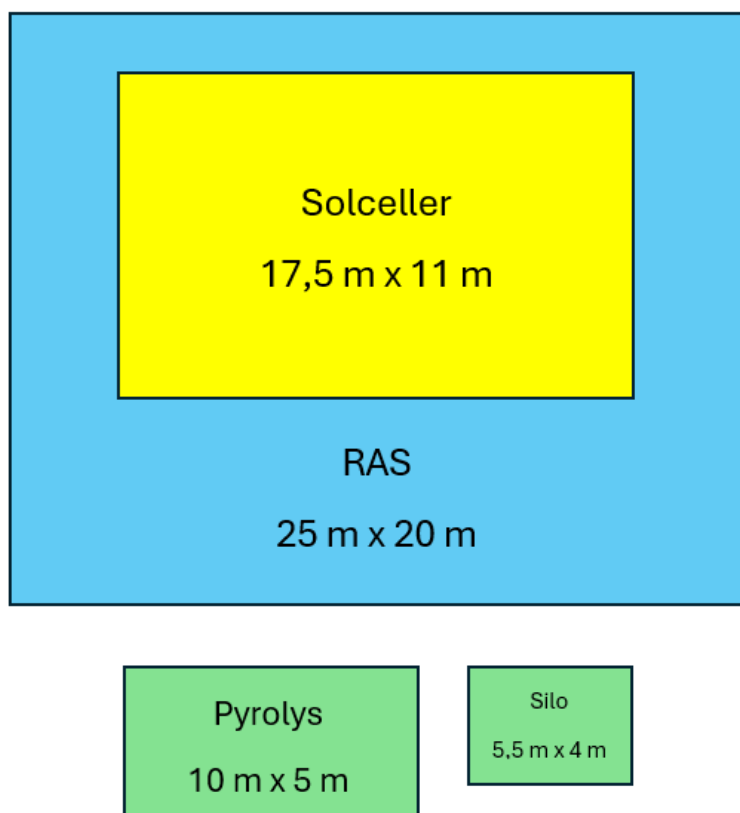
5.1.7 Ritning av systemmodell

I tabell 5.6 redovisas en sammanställning över systemets komponenter och deras totala yta. I figur 5.1 presenteras en illustration av anläggningen som visar hur komponenterna hänger ihop.

Tabell 5.6: Area för systemets komponenter

Systemkomponent	Yta
RAS	500 m ²
Pyrolys	50 m ² + 22 m ²
Solceller	193 m ²
Odling	109 000 m ²

Som framgår i tabellen ovan består systemets totala area huvudsakligen av odlingsmark till fiskarnas foder. Odlingsytan är oproportionerligt stor jämfört med övriga komponenter. För att bibehålla figurens läsbarhet och skala har denna yta därför inte inkluderats i systemillustrationen. Syftet med figur 5.1 är att ge en översiktlig och tydlig bild av systemets tekniska utformning och därför har endast de huvudsakliga anläggningskomponenterna illustrerats. Solcellerna antas vara installerade ovanpå RAS-anläggningens tak för att minska markbehovet.



Figur 5.1. Systemillustration av den svenska anläggningen

5.2 Fallstudie: Rwanda

I detta avsnitt presenteras resultaten för hur en konceptuell anläggning kan utformas i Rwanda, med fokus på hur systemets resursbehov kan tillgodoses med hög självförsörjningsgrad. Systemet är dimensionerat och anpassat för ett produktionsmål på 20 ton fiskkött per år.

5.2.1 RAS

Resultatet för det recirkulerande akvakultursystemet i Rwanda omfattar beräknade in- och utflöden för det studerade systemet. Dessa inkluderar resursbehov i form av elektricitet, värme, foder och biokol, samt genererade utflöden såsom fisk, slam och näringsberikad biokol. Slutligen beskrivs anläggningens konstruktion och storlek, anpassade efter de givna förutsättningarna.

I tabell 5.7 visas de beräknade in- och utflödena till RAS för en produktion på 20 ton fiskkött per år. Samtliga beräkningar finns redovisade i D.1.

Tabell 5.7: In- och utflöden för RAS i Rwanda vid en produktion på 20 ton fisk/år

Flöde	Mängd
Inflöden	
Elektricitet	1 000 kWh/år
Foder	24 ton/år
Värme	6 158 kWh/år
Biokol	605 m ³ /år
Utflöden	
Slam	6 ton/år
Näringsberikat biokol	94 ton/år
Fisk	20 ton/år

Som framgår av tabell 5.7 är den rwandiska modellen en linjär skalning av den svenska modellen. Detta är ett resultat av modellens antagande om linjära samband, vilket är en liten förenkling av verkligheten. Men med detta antagande blir nästan alla flöden i RAS hälften så stora som i den svenska modellen, eftersom fiskproduktionen är hälften så stor. Undantaget är värmebehovet, som beräknas vara mindre i Rwanda på grund av att omgivningstemperaturen är högre, till följd av det varmare klimatet. Värmebehovet antas reduceras med 90 % (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 6 maj 2026).

Det krävs därmed 24 ton foder för att producera 20 ton fisk samt 605 m³ biokol, vilket resulterar i ett utflöde på 94 ton näringsberikat biokol. Vidare behövs 1 000 kWh elektricitet samt 6 158 kWh värme per år. Slutligen fås även ett utflöde i form av 6 ton slam.

Till en produktion på 20 ton fisk per år beräknas det behövas två tankar med en

årsproduktion på 10 ton vardera. Med en förenklad dimensionering baserad på en antagen fisktäthet på 300 kg/m^3 krävs en total vattenvolym på cirka $66,5 \text{ m}^3$ (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 5 maj 2026). Fördelat på två tankar blir detta ungefär 33 m^3 per tank. Liksom den svenska anläggningen behövs också biytor för bland annat pumpar och rör. I Rwanda kommer tankarna förmodligen att placeras utomhus, och på grund av en något sämre effektivitet antas det behövas en 20 % större yta (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 5 maj 2026). Med tanke på detta uppskattas den totala ytan för RAS-anläggningen till 300 m^2 . Beräkningarna som gett resultaten ovan framförs i D.2.

5.2.2 Pyrolys

Beräkningarna för pyrolysanläggningen i Rwanda baseras, liksom RAS-beräkningarna, på den svenska modellen. Även här antas en linjär skalning vilket innebär att samtliga in- och utflöden är hälften så stora som i den svenska modellen, eftersom biokolproduktionen är hälften så stor.

Pyrolysanläggningen beräknas enligt LCA-studien ha en golvyta på 21 m^2 och en intilliggande silo på cirka $45,5 \text{ m}^3$ där träflisorna lagras (Behjat et al., 2025). Båda antas vara gjorda i betong och silon antas vara byggd i ett yttre utrymme utanför byggnaden. Som tidigare nämnt i kapitel 4.4 bedöms den verkliga anläggningen sannolikt kräva en större yta, därför antas en säkerhetsmarginal där den beräknade arean ökas med 20 %. Golvytan blir då ungefär 25 m^2 och silon cirka $54,5 \text{ m}^3$. Beräkningarna redovisas i F.2.

I tabell 5.8 visas de mest relevanta beräknade in- och utflödena i pyrolyprocessen för att producera 605 m^3 biokol per år. Precis som i den svenska modellen antas anläggningen vara i drift dygnet runt, året om. Beräkningar presenteras i F.1.

Tabell 5.8: In- och utflöden för pyrolyprocessen i Rwanda vid en produktion på 605 m^3 biokol/år

Flöde	Mängd
Inflöden	
Elektricitet	$15\,625 \text{ kWh/år}$
Biomassa	596 ton/år
Utflöden	
Aska	9 ton/år
Biokol	$605 \text{ m}^3 \text{ biokol/år}$
Värme	$750\,855 \text{ kWh/år}$

Som framgår av tabellen ovan krävs det även här en kontinuerlig tillförsel av energi och material för att upprätthålla produktionen. Det beräknade elbehovet uppgår till $15\,625 \text{ kWh}$ och det beräknade behovet av biomassa är 596 ton per år för att producera 605 m^3 biokol om året. Resultatet visar även att processen genererar utflöden, aska och värme, som potentiellt kan återanvändas i andra delar av systemmodellen,

vilket är relevant för att bedöma dess resurseffektivitet.

I den rwandiska kontexten får värme från pyrolysanläggningen en central roll som lokal energikälla. Fokus ligger främst på intern användning snarare än integration i externa system. Beräkningarna för anläggningen i Rwanda visar att pyrolyprocessen genererar 750 855 kWh värme per år. Värmebehovet för RAS uppskattades tidigare till 6 158 kWh per år. Detta innebär att värmeproduktionen markant överstiger anläggningens interna behov, vilket skapar goda förutsättningar att utnyttja överskottsvärmen. Pyrolysanläggningar kan integreras i både centraliserade och decentraliserade värmesystem (Azzi, 2021). I en kontext som Rwanda med en relativt stabil temperatur året om, är det naturligt att värmeinfrastrukturen är begränsad. Därav är det viktigt att kunna nyttja överskottsvärmen från pyrolysen lokalt. I detta sammanhang fyller de energirika gaserna som bildas vid pyrolysen en viktig roll i att täcka delar av processens eget energibehov, vilket minskar behovet av extern eltillförsel (Azzi, 2021). Utöver detta kan överskottsvärmen även i Rwanda användas för torkning av inkommande biomassa till pyrolysen samt för torkning av spannmål till fiskfodret. Andra potentiella användningsområden är byggnader och växthus som är i behov av uppvärmning nattetid.

Det är dock möjligt, eller kanske till och med troligt, att den industriella pyrolysanläggningen som antas i den svenska modellen inte är den mest lämpliga lösningen i en rwandisk kontext. Som ett alternativt scenario kan pyrolyprocessen i Rwanda baseras på en mer småskalig och tekniskt mindre komplex anläggning. Systemet skulle i så fall anpassas bättre till lokala förutsättningar såsom energitillgång, infrastruktur och underhållsmöjligheter. I enklare pyrolyssystem kan energibehovet ofta reduceras avsevärt, eftersom processerna till stor del drivs av den energi som frigörs från biomassan (Hansson et al., 2020; Namaswa et al., 2023). Studier har visat att lågkostnadsbaserade pyrolyssystem möjliggör en mer självförsörjande drift med ett mindre behov av extern energitillförsel (Namaswa et al., 2023). Detta gör dem särskilt relevanta i resursbegränsade kontexter, vilket innebär att en alternativ, mer lokalt anpassad teknik, kan vara att föredra för pyrolysanläggningen i Rwanda.

Ett exempel på en sådan teknik är att använda en pyrolysuugn i form av en ombyggd oljetunna som producerar biokol från avfallsråvaror (Hansson et al., 2020). Det är en enkel modell som visat sig ha god effektivitet i småskaliga produktioner i Tanzania. Ett annat exempel är lågkomplexa gasifier-system, så kallade toppantända uppströmsförgasare (TLUD), som redan används av hushåll i Rwanda (Uwingabire et al., 2024). Dessa spisar kombinerar energiproduktion till matlagning med produktion av biokol, vilket också visat sig spara bränsle jämfört med trestens eldspisar (TSF) som normalt används för matlagning. Båda modellerna är också fördelaktiga ur ett lokalt perspektiv, eftersom systemen kan skötas av lokalbefolkningen. För en produktion på 605 m³ biokol per år behövs dock väldigt många ugnar, vilket kan påverka den praktiska genomförbarheten.

5.2.3 Elförsörjning

För den konceptuella anläggningen i Rwanda utgår energiförsörjningen från samma systemstruktur som i den svenska anläggningen, bestående av nätanslutning, solel, batterilagring och reservkraft. För att bedöma systemets tillämpbarhet i en rwandisk kontext krävs dock att de lokala förutsättningarna beaktas.

I Rwanda är tillförlitligheten i elnätet en avgörande faktor för elanvändningen. Frekventa strömavbrott påverkar olika typer av elintensiva system, samtidigt som de minskar incitamenten att investera i energikrävande utrustning (Mugenyi et al., 2025). Detta innebär att osäker eltillförsel kan utgöra en begränsning för drift av elintensiva system såsom elektrifierad pyrolysis. Mot denna bakgrund blir lokal energiproduktion en central och direkt avgörande del av energiförsörjningen. Solinstrålningen i Rwanda är hög och relativt jämnt fördelad över året och den årliga elproduktionen från solceller i Rwanda uppskattas till 281 kWh/m² (se G.5 för beräkning), baserat på data från IEA PVPS (2020) och ESMAP, 2020. Det totala elbehovet för anläggningen i Rwanda uppskattades tidigare till 16 625 kWh/år och det behövs därmed 60 m² solcellsyta för att täcka detta årliga behov. Denna uppskattning baseras på ett årsmedelvärde och är därför inte fullständigt representativ för den faktiska produktionen över tid. Däremot har Rwanda relativt små årstidsvariationer i antal soltimmar, vilket innebär att solel kan utgöra en stabil och betydande andel av anläggningens energiförsörjning (ESMAP, 2020).

Trots goda solförhållanden kvarstår behovet av energilagring och reservkraft, då variationer mellan dag och natt samt störningar i systemet måste hanteras. Batterilagring möjliggör en jämnare eltillförsel över dygnet (EsmaeiliShayan, 2025), medan ett batteribaserat UPS-system säkerställer omedelbar eltillförsel till kritiska funktioner (Rosendal & Öberg, 2025). För längre elavbrott fyller en biogasgenerator en viktig funktion som har visat sig kunna utgöra ett mer miljömässigt- och ekonomiskt hållbart alternativ till dieselgenerator (Ghaem Sigarchian et al., 2015). Utifrån en rwandisk kontext har biogas introducerats som en del av lösningen till landets energibrist, där organiskt material från exempelvis jordbruk används för energiproduktion (Mukeshimana et al., 2021). Samtidigt begränsas användningen av biogasteknik av faktorer såsom investeringskostnader, teknisk kompetens och underhållsutmaningar (Mukeshimana et al., 2021). Detta innebär att införandet av ny teknik måste ske parallellt med investeringar i utbildning och kapacitetsutveckling för att säkerställa långsiktig användning.

Om en enklare typ av pyrolysis används, såsom beskrivet i avsnitt 5.2.2, kan anläggningens elbehov minskas markant. Då återstår endast elbehovet till RAS som är 1 000 kWh/år, vilket är betydligt mindre än den tidigare anläggningen. I ett land som Rwanda med begränsad tillgång till nätansluten el och osäker eltillförsel, innebär ett minskat elbehov att systemet blir mindre sårbart. Detta innebär att systemet kan dimensioneras för att täcka ett betydligt lägre energibehov och minska den ekonomiska investeringen i exempelvis solceller.

Sammantaget behöver energiförsörjningen i den rwandiska anläggningen i hög grad

vara självförsörjande och robust mot störningar i elnätet. En kombination av solcell, batterilagring, UPS-system och biogasgenerator möjliggör en stabil och kontinuerlig drift som krävs för RAS och pyrolys. Samtidigt måste de praktiska begränsningarna i implementeringen av ny teknik beaktas. Detta gör att tekniskt mindre komplexa lösningar kan vara att föredra för att minska anläggningens elbehov och investeringsrisken.

5.2.4 Foder

I den rwandiska fallstudien skiljer sig de klimatmässiga och jordbruksmässiga förutsättningarna från de svenska. Fodersammansättningen anpassas därför efter foderingredienser som antingen redan förekommer i rwandisk akvakultur eller som bedöms kunna produceras lokalt. Avsnittet redovisar valda foderingredienser och centrala antaganden som används för att skapa ett beräkningsexempel för den markyta som krävs för att producera fodret till RAS-anläggningen.

Moringalöv identifierades som en möjlig foderingrediens eftersom tidigare studier har visat att mindre inblandningar av moringamjöl kan ersätta fiskmjöl i foder till *Clarias gariepinus* utan signifikant negativ påverkan på tillväxten (Dienye & Olumuji, 2014). Vid högre inblandningsnivåer på omkring 20-50 % rapporterades däremot försämrad tillväxt. På grund av detta valdes inte moringa som foderingrediens och inkluderades heller inte i beräkningarna. Ingrediensen bedöms dock vara relevant för framtida studier om lokalt anpassade foderingredienser i Rwanda.

I det rwandiska fallet väljs istället soja, majs, vete och malda larver av soldatfluga som foderingredienser. Soja, majs och vete väljs eftersom de redan är etablerade ingredienser för fiskfoder i Rwanda (Niyibizi et al., 2023). Mjöl av svart soldatfluga inkluderas i fodret eftersom mjöl av svart soldatfluga har visat sig fungera bra som foder till *Clarias gariepinus* (Fawole et al., 2019). Dessutom kräver larverna en liten yta och kan äta olika typer av avfall (Bram et al., 2017).

Fodersammansättningen utformas som ett konceptuellt exempel och baseras på en kombination av lokalt förekommande ingredienser och tidigare foderformuleringar för *C. gariepinus* (Fawole et al., 2019). Den valda sammansättningen redovisas i tabell 5.9.

Tabell 5.9: Fodersammansättning utifrån rwandiska lokala förutsättningar

Ingrediens	Andel av fodret
Mjöl av svart soldatfluga	20 %
Vete	10 %
Soja	50 %
Majs	20 %

Enligt FAO ligger en god sojabönsskörd på cirka 1 500-2 500 kg/hektar (FAO, u.å.). I beräkningarna används värdet på 1 500 kg/ha för att undvika att överskatta produktionspotentialen. Vidare är den genomsnittliga skörden enligt FAO 1 833,5 kg/ha för majs (FAO, 2024). Omvandlingskvoten från sojaböna till sojamjöl antas vara 0,75

baserat på statistik (NOPA, 2024), medan motsvarande kvot för majs till majsmjöl antas vara 0,675 enligt en annan studie (WHO, u.å.).

Inom ramen för studien saknas ett platsspecifikt värde för vete i Rwanda. Därför används samma hektarskörd som i den svenska fallstudien på 7 610 kg/ha för vete, baserat på statistik från Jordbruksverket (Jordbruksverket, 2026). Detta innebär en osäkerhet, eftersom skördenivån inte nödvändigtvis är representativ för rwandiska odlingsförhållanden. Även samma omvandlingskvot på 0,8 från färskt vete till vete-foder används (World Health Organization, u.å.).

Den totala arean som krävs för konceptanläggningens foderproduktion på 20 ton fisk per år beräknas i E.1 och presenteras i tabell 5.10.

Tabell 5.10: Beräknat foderbehov och markbehov för den rwandiska fallstudien

Ingrediens	Total mängd per år (färskvikt, kg/år)	Markarea (ha)
Svart soldatfluga	15 200	–
Vete	3 000	0,4
Majs	7 111	3,9
Soja	16 000	10,7
Totalt		15,0

Tabellen ovan visar att den totala markytan för foderproduktion uppgår till cirka 15,0 ha. Soja står för den största delen av markbehovet, följt av majs, vete och slutligen svart soldatfluga. Soja utgör även den största andelen av fodret följt av majs och sist vete. Resultatet bör tolkas med försiktighet eftersom fodret är ett konceptuellt exempel och inte en optimerad kommersiell formulering.

5.2.5 Tillgång till biomassa för pyrolys

Kaffe utgör en betydande del av jordbruks- och exportsektorn i Rwanda (National Agricultural Export Development Board, 2025). Det uppstår restflöden från kaffeproduktionen som potentiellt kan användas som biomassa för pyrolys. I den rwandiska fallstudien undersöks därför restprodukten kaffeskal som en lokal källa till biomassa för produktion av biokol.

En studie som undersökte biokol från kaffeskal och dess förmåga att avlägsna pesticider ur vatten visade en borttagnings effektivitet på upp till 75 %, vilket indikerar att kaffeskalsbaserat biokol kan ha användbara adsorberande egenskaper (Mukarunyana et al., 2026). Eftersom studien inte undersöker kväve- eller fosforadsorption bör resultatet dock främst ses som stöd för materialets generella filterpotential, inte som ett direkt underlag för näringsrening i RAS.

Enligt Rwandas jordbruksmyndighet exporterade Rwanda 16 479 ton färdigt kaffe under 2024 (Ministry of Agriculture and Animal Resources, 2024). Studier visar att cirka 40–65 % av kaffebrukens biomassa kan utgöras av kaffeskal (Rahmah et al., 2023). För att undvika överskattning används den lägre uppskattningen på

40 %. Vidare antas de färdiga kaffebönorna utgöra 60 % av kaffefrukten. Biokolutbytet antas i denna studie vara cirka en tredjedel av mängden kaffeskal. Detta är ett förenklat antagande, eftersom det faktiska utbytet påverkas av råmaterialets egenskaper och pyrolysförhållanden. Utifrån dessa antaganden beräknas den totala mängden kaffebrukt till 27 465 ton per år, vilket ger cirka 10 986 ton kaffeskal per år enligt beräkningar i E.3.1.

Tabell 5.11: Uppskattning av mängd kaffeskal och biokol från kaffeproduktionen i Rwanda

Parameter	Värde	Enhet
Exporterade kaffebönor	16 479	ton/år
Antagen andel bönor av kaffebrukt	60	%
Total kaffebrukt	27 465	ton/år
Antagen andel kaffeskal	40	%
Kaffeskal	10 986	ton/år
Biokolutbyte	33	%
Biokol	3 662	ton/år

Den uppskattade biokolpotentialen från kaffeskal uppgår därmed till 3 662 ton per år, vilket visas i tabell 5.11. Detta överstiger det beräknade behovet för den konceptuella anläggningen.

5.2.6 Avsättning för näringsberikat biokol

I Rwanda begränsas jordbruksproduktionen i stor utsträckning av sura och näringsfattiga jordar samt markförluster till följd av erosion (Rutebuka et al., 2019; Yamoah et al., 1990). Detta utgör centrala hinder för jordbruksutvecklingen i Rwanda och det finns därför ett behov av förbättrad näringsstatus och markstruktur.

I Xu et al. (2025) studie framgår det att effekten av biokol är större i jordar med låg bördighet och lågt pH-värde, vilket är typiskt för många tropiska jordar. Detta innebär att biokol i en rwandisk kontext kan spela en central roll i att förbättra jordbrukets produktionsförmåga. Mot denna bakgrund bedöms en något högre appliceringsnivå vara motiverad jämfört med svenska förhållanden. En nivå på cirka 20 ton/hektar anses rimlig, då de potentiella effekterna och behovet av jordförbättring stödjer en högre dosering. Användningen av näringsberikat biokol är särskilt relevant i småskaliga jordbruk och kan stärka produktionen där behovet av jordförbättringsmedel ofta är stort. Genom att återföra det mättade biokolet till odling av grödor som kan användas för lokal konsumtion och som ingrediens i fiskodret skapas ett mer cirkulärt produktionssystem.

Vid en appliceringsnivå på 20 ton biokol per hektar krävs 300 ton näringsberikat biokol för att behandla den aktuella odlingsarean på 15 hektar för foderproduktionen. Det innebär att allt näringsberikat biokol från RAS-anläggningen kommer att gå åt, och att de 94 ton som produceras endast täcker ungefär en tredjedel av behovet.

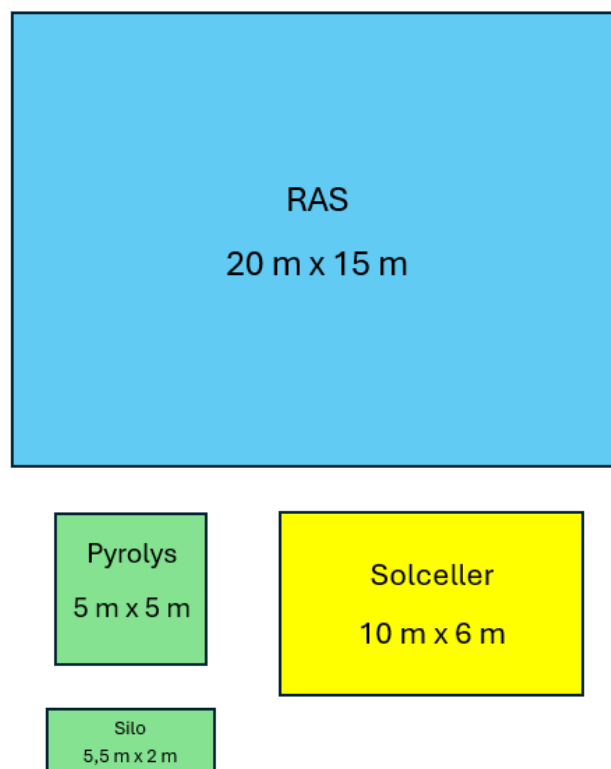
5.2.7 Ritning av systemmodell

I tabell 5.12 redovisas en sammanställning över systemets komponenter och deras totala yta. I figur 5.2 presenteras en illustration över systemet som visar hur dess komponenter hänger ihop.

Tabell 5.12: Area för systemets komponenter

Systemkomponent	Yta
RAS	300 m ²
Pyrolys	25 m ² + 11 m ²
Solceller	60 m ²
Odling	150 000 m ²

Som framgår i tabellen ovan består systemets totala area huvudsakligen av odlingsmark till fiskarnas foder. Odlingssytan är oproportionerligt stor jämfört med övriga komponenter. För att bibehålla figurens läsbarhet och skala har denna yta därför inte inkluderats i systemillustrationen. Syftet med figur 5.2 är att ge en översiktlig och tydlig bild av systemets tekniska utformning och därför har endast de huvudsakliga anläggningskomponenterna illustrerats. Solcellerna i Rwandas anläggning placeras i en solcellspark vid sidan om RAS-anläggningen, eftersom fisktankarna antas vara byggda utomhus.



Figur 5.2. Systemillustration av den rwandiska anläggningen

6 Diskussion

I följande kapitel diskuteras studiens resultat i förhållande till dess syfte och tidigare forskning. De två systemen jämförs och analyseras utifrån deras olika lokalanpassningar. Ett särskilt fokus läggs på resursflöden och möjligheten till cirkulära lösningar, samt de begränsningar och osäkerheter som påverkar resultatens tillförlitlighet. Avslutningsvis diskuteras behovet av vidare studier samt systemens framtida potential.

Sammanfattningsvis indikerar studiens resultat att det är teoretiskt möjligt att utforma system som samlokaliserar RAS- och pyrolysanläggningar med jordbruk. Dessutom tyder resultaten på att det integrerade systemet med biokol har förmågan att bidra till ett mer resurseffektivt och cirkulärt nyttjande av energi och näringsämnen. Samtidigt påverkas systemens utformning och prestanda i hög grad av lokala förutsättningar, vilket visas tydligt i jämförelsen mellan Sverige och Rwanda. Gemensamt för båda systemen är att de bidrar till lokalt förankrad livsmedelsproduktion.

6.1 Systemperspektiv och resurseffektivitet

Resultaten tyder på att de konceptuella anläggningarna har god potential att skapa ett mer cirkulärt flöde av resurser, eftersom utflöden från både RAS- och pyrolysanläggningen återanvänds i andra delar av systemet. Modellerna utformades med resurseffektivitet och hållbarhet som centrala aspekter, vilket också reflekteras i resultaten.

Resultaten indikerar att biokol har en betydande roll i detta sammanhang, då återförandet av näringsämnena till jordbruket bidrar till ökad resurseffektivitet och minskat behov av externa insatsvaror. Biokolets adsorptionskapacitet är avgörande för hur resurseffektivt systemet blir, eftersom behovet av biomassa är proportionellt mot biokolets adsorptionskapacitet. Biokol som kan adsorbera mer näringsämnen innan det behöver bytas ut kräver totalt sett en mindre mängd material, vilket innebär att behovet av biomassa minskas. Detta kan i många fall vara positivt eftersom resursförbrukningen blir lägre, men det kan också vara en begränsning, ifall målet är att producera en stor mängd svagt näringsberikat biokol. Det är därför viktigt att välja biokol med rätt adsorptionskapacitet beroende på dess användningsområde efter filtreringen.

För att uppnå den höga adsorptionskapaciteten som önskas i denna studie krävs kemisk modifiering av biokolet, exempelvis genom förbehandling med kaliumpermanganat. Som tidigare beskrivits visar en studie att kemikaliebehovet blir mycket stort om mängden kaliumpermanganat skapas upp linjärt utifrån studiens kemikalieförbrukning. En linjär uppskalning från labbstudie till industri kan dock som tidigare nämnts bli fel eftersom reaktionseffektiviteten kan skilja sig åt. Det är osäkert om kemikaliebehovet ökar eller minskar i förhållande till en linjär uppskattning och den

faktiska förbrukningen måste bestämmas experimentellt i pilotskala. I denna studie görs dock antagandet att det är praktiskt genomförbart att utföra modifieringen. Det är dock viktigt att betona att detta kanske inte är ett rimligt antagande. Men då kaliumpermanganat är relativt billigt anses det ändå vara sannolikt att den ekonomiska investeringen lönar sig, eftersom modifieringen ger ekonomiska fördelar tack vare minskade material- och driftkostnader (Wang et al., 2023).

6.2 Jämförelse mellan Sverige och Rwanda

I detta avsnitt diskuteras likheter och skillnader mellan de två modellerade systemen. Inledningsvis jämförs foder till fisken och därefter diskuteras tilltänkt biomassa till pyrolysen för respektive fallstudie. Slutligen jämförs lokala energi- och teknikförutsättningar.

6.2.1 Foder

Resultaten visar att markbehovet för foderproduktion är en viktig faktor i både den svenska och den rwandiska fallstudien. Trots att Rwanda har ett lägre produktionsmål än Sverige kräver den rwandiska foderproduktionen en större odlingsyta. Den svenska fallstudien uppvisar därmed ett lägre markbehov per ton producerad fisk, men detta bör inte direkt tolkas som att den svenska anläggningen är mer praktiskt genomförbar. Skillnaden bör snarare tolkas som ett resultat av antaganden och förenklingar som har gjorts kring grödornas skörd, omvandlingsfaktor och fodersammansättning.

En central förklaring till skillnaden är att den rwandiska fodersammansättningen innehåller en hög andel sojamjöl, samtidigt som den antagna hektarskörden för sojabönor är relativt låg. I den svenska fodersammansättningen används istället en större andel vete, vilket har högre skörd per hektar och därmed ger ett lägre markbehov. Sojamjöl framstår därför som en markkrävande ingrediens i den valda rwandiska modellen. Detta innebär dock inte nödvändigtvis att soja är en olämplig foderingrediens, eftersom sojamjöl är en etablerad ingrediens i fiskfoder och har ett mer välunderbyggt användningsområde än flera av de alternativa grödor som föreslås i den svenska fallstudien.

Det svenska fodret bygger i större utsträckning på alternativa och lokalt motiverade ingredienser, såsom ärtmjöl och åkerböna. Detta minskar markbehovet i modellen, men innebär samtidigt större osäkerheter kring fodrets praktiska funktion. Ingredienserna har i flera fall undersökts var för sig, men det finns begränsad kunskap om hur de fungerar i kombination i ett fullständigt foder till *Clarias gariepinus*. Därför bör den svenska fodersammansättningen betraktas som ett konceptuellt beräknings-exempel snarare än ett färdigt optimerat foder. Särskilt användningen av åkerböna är osäker, eftersom det direkta litteraturstödet för *Clarias gariepinus* är begränsat.

mjöl av svart soldatfluga framstår som en relevant ingrediens i båda fallstudierna. Larverna kan produceras på liten yta och kan använda organiska restflöden som substrat, vilket gör dem intressanta ur ett resurseffektivitetsperspektiv. Detta skiljer

dem från växtbaserade foderingredienser som kräver odlingsmark och därmed får ett större genomslag i markanvändningen. Samtidigt är mjöl av svart soldatfluga förknippat med praktiska begränsningar, exempelvis kopplat till tillgång, produktion i större skala och hur substratet påverkar larvernans näringsinnehåll. Därför bör även denna ingrediens betraktas som lovande men inte helt etablerad i den typ av lokalt självförsörjande fodersystem som studien analyserar.

Sammantaget visar foderanalysen att markbehovet är starkt beroende av foder-sammansättning och antagna skördenivåer. Resultaten bör därför inte tolkas som en exakt jämförelse mellan Sverige och Rwanda, utan som en indikation på hur lokala val av grödor och förenklade antaganden kan påverka systemets resursbehov. För att kunna bedöma den praktiska genomförbarheten krävs vidare studier av både näringsinnehåll, tillväxtrespons hos *Clarias gariepinus* och möjligheten att producera foderingredienserna i relevant skala.

6.2.2 Biomassa till pyrolys

Resultaten visar att användningen av lokala restflöden kan minska behovet av att avsätta särskild mark för produktion av pyrolysråvara. I både den svenska och den rwandiska fallstudien baseras biomassa-försörjningen på rest- eller avfallsprodukter i form av trädgårdsavfall respektive skal från kaffebönan. Detta är fördelaktigt ur ett resurseffektivitetsperspektiv eftersom redan existerande restflöden kan nyttjas istället för att ny biomassa behöver odlas specifikt till pyrolys.

Samtidigt innebär användningen av restflöden en betydande osäkerhet. Biokolets egenskaper påverkas av biomassans sammansättning, fukthalt och pyrolysförhållanden. Kvaliteten på biokolet kommer därför inte att vara konstant, eftersom avfallens sort påverkar biokolets egenskaper. Biokolen i denna studie kommer inte att ha samma egenskaper som det biokolet som använts för att beräkna adsorptionskapaciteten.

En metodologisk osäkerhet är därför att adsorptionskapaciteten i beräkningarna baseras på litteraturvärden som inte nödvändigtvis motsvarar biokol producerat från trädgårdsavfall eller kaffeskal. Dessutom används kaffeskal i den rwandiska fallstudien trots att tillgängliga studier om kafferelaterat biokol delvis bygger på andra restprodukter som exempelvis kaffesump. Detta innebär att resultaten bör tolkas som en uppskattning av biomassans potential snarare än som en säker bedömning av biokolets faktiska filterprestanda i RAS.

Trots dessa osäkerheter är valet av restflöden rimligt utifrån studiens syfte. Om anläggningen ska vara lokalt anpassad och resurseffektiv är det inte självklart att den mest ideala biomassan ur ett filtreringsperspektiv är den bäst lämpade. Exempelvis kan biokol från träbaserad biomassa ha goda adsorberande egenskaper, men det är inte nödvändigtvis rimligt att anta att både den svenska och den rwandiska anläggningen har tillgång till samma typ av biomassa i tillräcklig mängd. Genom att utgå från lokala restflöden blir modellen mer relevant för respektive kontext, även om det medför större osäkerhet kring biokolets egenskaper.

För att kunna bedöma systemets faktiska reningsförmåga krävs vidare forskning på biokol framställt av de specifika biomassor som identifierats i fallstudierna. Särskilt relevant är att undersöka adsorptionsförmågan för kväve och fosfor i vattenmiljöer som liknar RAS, eftersom tidigare studier inte alltid behandlar dessa ämnen eller denna användningsmiljö.

6.2.3 Energi

Resultaten visar att energifrågan får en dubbel betydelse i anläggningarna. Å ena sidan möjliggör integrationen mellan pyrolys och RAS en hög grad av intern resurscirkulation genom att värme från pyrolysen kan täcka fiskodlingens värmebehov. Å andra sidan skapar samma integration ett ökat beroende av eltillförsel och teknisk drift, vilket gör systemet mer komplext och potentiellt mer sårbart. Detta illustrerar en målkonflikt i systemet där ökad cirkularitet samtidigt kan innebära ett ökat tekniskt och infrastrukturellt behov.

I det svenska fallet framstår energiförsörjningen inte främst som en begränsande faktor, utan snarare som en fråga om hur energiflöden kan nyttjas på ett effektivt sätt. Resultaten visar att pyrolysen genererar betydligt större mängder värme än vad RAS kräver. Detta kan tolkas som att systemet teoretiskt har god potential för energieffektiv integration, men belyser samtidigt viktiga aspekter om anläggningens geografiska placering. Om överskottsvärmen inte kan användas inom angränsande verksamheter riskerar stora delar av energin att gå förlorad, vilket minskar resurseffektiviteten trots att systemmodellen framstår som cirkulär. För Sveriges del finns det goda förutsättningar till att integrera överskottsvärmen i exempelvis fjärrvärmnät, vilket gör den föreslagna systemmodellen särskilt relevant i en svensk kontext. Resultatet visar därmed att hög resurseffektivitet inte endast beror på interna kretslopp, utan även på omgivande systems förmåga att ta emot och få användning för överskottsvärmen.

I Rwanda får energifrågan en annan innebörd. Här handlar problematiken i större utsträckning om tillgång till stabil elförsörjning, trots att möjligheterna till nyttjande av överskottsvärme är mer begränsade. Eftersom RAS är beroende av kontinuerlig vattenpumpning, syresättning och temperaturkontroll blir systemet känsligare för driftstörningar och elavbrott. Detta innebär att ett ökat elbehov genom integrerad elektrifierad pyrolysisprocess kan innebära ökad sårbarhet. Dock visar resultatet att årstidsvariationerna i Rwanda är små och soltimmarna relativt stabila året om, vilket gör en solcellsanläggning bättre lämpad att kunna täcka anläggningens elbehov. Därmed kan man argumentera för att det externa behovet av nätanslutning inte är lika stort i Rwanda som i Sverige. Detta medför att lokal elproduktion genom solceller potentiellt ger anläggningen en högre självförsörjningsgrad kontra den svenska anläggningen. Dock kan det resultera i ytterligare tekniska beroenden kopplade till energilagring och teknisk infrastruktur. Studien visar att en hög grad av självförsörjning inte nödvändigtvis eliminerar beroenden, utan kan ge upphov till nya resurs- och teknikberoenden.

6.2.4 Teknisk komplexitet och systemintegration

Resultaten visar att integrationen mellan RAS och pyrolys skapar ett system där de olika delarna blir ömsesidigt beroende av varandra. Detta innebär att systemets resurseffektivitet i hög grad bygger på att samtliga system fungerar samtidigt och i balans. En störning i exempelvis biomassaförsörjningen eller pyrolysisprocessen påverkar därmed inte enbart produktionen av biokol, utan även vattenreningen i RAS. Den ökade integrationen skapar således både möjligheter till cirkularitet, men även en ökad systemkomplexitet och sårbarhet.

Särskilt intressant är att resultaten visar ett mycket stort behov av biomassa för att möjliggöra den antagna kväveadsorptionen. Detta leder i sin tur till ett omfattande behov av biomassa. Studien visar därmed att biokolfiltret, trots sin potential för näringsåtervinning och klimatnytta, riskerar att flytta systemets resursberoende från vattenrening till biomassaförsörjning. Teknikens hållbarhet blir därför beroende av tillgången på lokala biomassaresurser. Detta behöver dock inte innebära en försämring ur hållbarhetssynpunkt eftersom biomassa i större utsträckning kan produceras och återvinnas lokalt. Samtidigt uppstår nya frågor om markanvändning och konkurrens om biomassaresurser mellan sektorer.

Resultatet visar också en av systemets största potentiella styrkor, nämligen kopplingen mellan akvakultur och jordbruk. Det näringsberikade biokolet möjliggör ett mer cirkulärt flöde mellan olika sorters livsmedelsproduktion. Resultaten visar dock att denna cirkularitet är beroende av att det finns lokal avsättning för biokolet. Om jordbruket inte har möjlighet eller incitament att använda det näringsberikade biokolet, försvagas systemets funktion betydligt.

Skillnaderna mellan Sverige och Rwanda visar slutligen att teknisk optimering inte kan separeras från lokal kontext. Ett tekniskt avancerat system kan vara genomförbart och resurseffektivt i en kontext med stabil infrastruktur och hög teknisk kompetens, men mindre lämpligt i en kontext där driftsäkerhet, enkelhet och robusthet värderas högt. Mot denna bakgrund föreslogs en enklare typ av pyrolysuugn i Rwanda som inte är beroende av eltilförsel. Däremot finns det osäkerheter kring hur denna lösning påverkar biokolets filterduglighet och därför anses en mindre industriell pyrolysanläggning vara det bästa alternativet. Samtidigt kan ett sådant system innebära krav på investeringar och driftförutsättningar som inte nödvändigtvis uppfylls i Rwanda. Om en sådan lösning inte är praktiskt genomförbar kan produktionsmålet behöva sänkas för att möjliggöra användning av mer småskaliga och tekniskt enklare system. Resultaten indikerar därför att utvecklingen av resurseffektiva RAS-anläggningar inte främst handlar om att skapa en universell teknisk lösning, utan snarare om att anpassa systemet till olika lokala förutsättningar och behov. I detta sammanhang är det viktigt att beakta etiska aspekter, särskilt risken att förespråka en lösning som skapar beroenden av västerländsk teknik i Rwanda. Därmed är det centralt att systemet utformas med hänsyn till lokala resurser, kompetenser och förutsättningar. Det är viktigt att anläggningen kan implementeras och drivas med stöd av lokal kunskap och utbildning.

6.3 Metoddiskussion

Den valda metoden, som kombinerar litteratordata med modellbaserad systemanalys, möjliggör en helhetsanalys av ett komplext system. Detta är särskilt lämpligt i ett tidigt skede av systemutvärdering, där empiriska studier av biokolfilter i RAS är begränsade. Metoden gör det möjligt att identifiera centrala flöden och samband för att analysera hur en konceptuell anläggning kan konstrueras och dimensioneras i två skilda geografiska kontexter. En styrka med metodansatsen är jämförelsen mellan olika kontexter genom fallstudier. Jämförelsen ger en ökad förståelse för hur lokala förutsättningar påverkar systemets utformning och funktion. Detta fyller ett viktigt syfte, då mycket av tidigare forskning har fokuserat på biokolfiltrets potential i RAS-baserad fiskodling, snarare än praktikaliteter vid implementering.

För att kunna göra en modellbaserad systemanalys av ett RAS med biokolfilter, som är ett relativt outforskat ämne, krävs en del förenklingar och uppskattningar. Detta medför en del svagheter, bland annat användningen av en förenklad systemmodell baserad på svarta lådor, där interna processer inte studeras i detalj. Genom att inte modellera interna processer i detalj fångas inte variationer i exempelvis biokolfiltrets faktiska reningsgrad, som i praktiken påverkas av faktorer såsom kontakttid och materialegenskaper. I modellen antas dessutom en fullständig avskiljning av löst kväve genom biokolfiltret, det vill säga att ingen restkoncentration återstår i vattnet. Detta är ett förenklat antagande som kan innebära att modellens antaganden om rening underskattar eller överskattar systemets prestanda.

Vidare bygger studien på sekundärdata från litteratur, vilket innebär att data har hämtats från studier med egna systemgränser, antaganden och osäkerheter. Detta, i kombination med att det finns begränsat med studier inom ämnet, gör att den kvantitativa data som hittats har varit svår att jämföra och validera. Detta är särskilt problematiskt i ett system där flera delprocesser integreras, då osäkerheter i en del av systemet kan få genomslag i hela modellen. Exempelvis påverkar antaganden om pyrolysens energiutbyte direkt analysen av värmeintegration. Detta innebär att resultaten i hög grad är beroende av valda parametrar och deras ursprungliga kontext.

I vissa fall har antaganden och förenklingar varit nödvändiga när data har saknats, vilket också bidrar till osäkerheterna i resultaten. En av dessa förenklingar är den linjära skalningen av kvantitativ data som gjordes vid dimensioneringen av systemet. Detta är en metodologisk svaghet, då många processer i praktiken är icke-linjära och kan leda till att systemets uppskalning inte är verklighetsenlig. Detta gäller exempelvis värmeutvinningen i pyrolyprocessen och elbehovet för anläggningen, som vid en 40- respektive 20-faldig linjär uppskalning skapar ytterligare osäkerheter i beräkningarna.

Resultaten i studien bör därför tolkas med hänsyn till de förenklingar som gjorts i analysen. I studien har förenklingar och uppskattningar medfört att vissa delar av systemet kan vara underskattade i sin komplexitet. Detta innebär att resultaten i första hand representerar anläggningarnas övergripande funktion snarare än deras

faktiska prestanda.

Slutligen saknar metoden empirisk validering, då modellen inte har testats mot verkliga system. Detta innebär att resultaten för respektive fallstudie inte kan verifieras mot praktisk drift, vilket begränsar möjligheten att dra slutsatser om systemets verkliga prestanda. Trots dessa svagheter är metoden väl anpassad till studiens syfte, då den möjliggör en helhetsanalys av ett komplext system och identifierar centrala samband mellan dess delkomponenter. Metoden och resultaten bör därför ses som ett verktyg för att undersöka systemets potential och vägleda vidare studier, snarare än en exakt representation av verkligheten.

6.4 Framtida arbete

Resultaten från studien indikerar att det finns potential att integrera RAS med biokolfilter, pyrolys och jordbruk i ett cirkulärt system. Däremot behöver flera aspekter undersökas vidare för att möjliggöra en praktisk implementering.

En central del av framtida arbete är att vidareutveckla den modellbaserade analysen genom att inkludera en högre grad av systemintegration och dynamik. Den genomförda studien baseras på en förenklad och statisk modell, vilket innebär att variationer över tid samt interaktionerna mellan delsystemen inte beaktas i detalj. Framtida arbete bör fokusera på att utveckla mer avancerade modeller som i detalj kan pröva de samband och processer som presenteras i studien. Exempelvis kan dimensioneringen förbättras genom att inkludera icke-linjära skalningar istället för de linjära. Detta skulle ge en mer realistisk representation av systemets funktion, särskilt vid uppskalning.

Vidare finns det behov av att studera pyrolysisprocessens energiflöden i större utsträckning och dess möjliga integration i en RAS-anläggning mer detaljerat. Särskilt relevant är det att undersöka hur mycket av den producerade värmen som kan återföras till systemet under olika driftförhållanden, samt hur värmeintegration kan optimeras för att minimera energiförluster. Enligt Azzi (2021) är integrationen av pyrolyssystem i energisystem en central aspekt där både energi- och materialflöden behöver beaktas. Detta innebär att underutnyttjande kan ha stor betydelse för systemets övergripande effektivitet och att energiförluster kan påverka både ekonomisk och miljömässig hållbarhet. En annan viktig aspekt kopplad till pyrolysen är att variationer i biomassans sammansättning påverkar biokolfiltrets reningsförmåga. I den genomförda studien har tillgången till biomassa undersökts för respektive land, men dess filterduglighet är fortfarande osäker och därför antogs ett värde för adsorptionskapaciteten. Därmed finns det ett behov av att geografiskt kartlägga vilka typer av lokal biomassa som är bäst lämpade som filtermaterial.

Utöver de tekniska aspekterna är det även relevant att inkludera ekonomiska analyser för att bedöma konceptanläggningarnas lönsamhet. Detta inkluderar bland annat kostnaden för inköp av kaliumpermanganat samt de driftkostnader som tillkommer för att utföra modifieringen. Även potentiella intäkter såsom försäljning av biokol

och möjligheten att erhålla kolkrediter genom kolinlagring är viktiga aspekter som inte analyseras i studien. Både detta och nyttjandet av överskottsenergi, exempelvis genom försäljning av el eller värme, kan ha stor betydelse för anläggningarnas ekonomiska genomförbarhet. Samtidigt behöver kostnader kopplade till investering, drift och underhåll analyseras i relation till dessa intäkter. Detta hade kunnat ligga till grund för en kostnads-nyttoanalys, vilket hade nyanserat forskningen om biokol-filter i fiskodling ytterligare.

Slutligen finns det ett behov av att undersöka systemets anpassning till fler geografiska kontexter. Detta innefattar externa parametrar såsom tillgång till biomassa, energiinfrastuktur och lokala användningsområden för biokol och överskottsvärme. Genom att öka antalet fallstudier kan systemets generaliserbarhet utvärderas, samtidigt som förståelsen för vilka faktorer som är mest avgörande för systemets funktion stärks. Detta bidrar till att öka systemets praktiska relevans och skapa en mer stabil grund för vidare utveckling och implementering.

7 Slutsats

Studiens syfte var att undersöka hur RAS med biokolfilter kan utformas och dimensioneras i lokala sammanhang i Sverige och Rwanda. Resultatet visar att sådana system har potential att bidra till hög resurseffektivitet, ökad näringscirkularitet och stärkt lokal livsmedelsproduktion. Samtidigt framgår det att systemens genomförbarhet i hög grad styrs av lokala förutsättningar, särskilt tillgången till elektricitet, foder, biomassa och jordbruksmark.

Resultaten visar att odlingsytan utgör en central dimensionerande parameter, då den påverkar både möjligheten till lokal foderproduktion och återföring av näringsämnen till jordbruket. Elförsörjningen av anläggningarna visade sig vara en kritisk parameter, då den måste tillgodoses för att möjliggöra kontinuerlig drift, samtidigt som tillgången till el och möjligheten till lokal elproduktion varierar mellan olika kontexter. Resultaten indikerar vidare att samlokalisering av RAS- och pyrolysanläggningar tillsammans med lokal solelproduktion kan bidra till ökad resurseffektivitet. I Sverige framstår energiintegration och nyttjandet av överskottsvärme som centrala aspekter, medan Rwanda präglas av behovet av mer lokalanpassade lösningar. Integrering med närliggande odlingsmarker möjliggör dessutom ett mer cirkulärt nyttjande av resurser samtidigt som transportbehovet reduceras. Studiens syfte anses därmed ha uppnåtts på en konceptuell nivå, eftersom möjliga systemlösningar för samlokalisering av RAS, pyrolysis och jordbruk har identifierats och analyserats.

Studien bygger på flera förenklingar och antaganden och bör därför tolkas med hänsyn till dessa. Osäkerheter kopplade till biokolets funktion och prestanda som filtermaterial i kombination med begränsad empirisk data, påverkar resultatets precision. Vidare studier krävs därför för att validera systemets praktiska genomförbarhet. Slutsatsen är därmed att studien i första hand representerar anläggningarnas potentiella funktion, snarare än deras faktiska prestanda. Resultaten kan samtidigt fungera som ett underlag för att vägleda framtida studier och vidare utveckling av RAS med biokolfilter.

Referenslista

- Albertsson, E., Strand, Å., Lindegärth, S., Sundell, K. S., Eriksson, S., & Björnsson, B. T. (2012). *Marin fiskodling på den svenska västkusten: Biologiska förutsättningar* (Rapport). Vattenbrukscentrum Väst, Göteborgs universitet. http://www.gu.se/sites/default/files/2020-05/Marin%20fiskodling%20p%C3%A5%20den%20svenska%20v%C3%A4stkusten_biologiska%20f%C3%B6ruts%C3%A4ttningar.pdf
- Allohverdi, T., Mohanty, A. K., Roy, P., & Misra, M. (2021). A review on current status of biochar uses in agriculture. *Molecules*, 26(18), 5584. <https://doi.org/10.3390/molecules26185584>
- Avfall Sverige. (2024). *Swedish Waste Management 2024*. Hämtad 30 april 2026, från <https://www.avfallsverige.se/media/ca2fijue/swedish-waste-management-2024.pdf>
- Axelsson, A. F., & Hornborg, S. (2025). *Svensk sjömatkonsumtion 2023* (Rapport 2025:42). RISE och Jordbruksverket. <https://ri.diva-portal.org/smash/get/diva2:1950682/FULLTEXT01.pdf>
- Azapagic, A., & Clift, R. (1999). Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. *Journal of Cleaner Production*, 7(2), 101–119. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(98\)00046-8](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(98)00046-8)
- Azzi, E. S. (2021). *Biochar systems across scales in Sweden: An industrial ecology perspective* [doktorsavhandling, KTH Royal Institute of Technology]. <https://kth.diva-portal.org/smash/get/diva2:1611997/FULLTEXT01.pdf>
- Behjat, M., Svanström, M., Peters, G., & Wennberg, N. (2025). Life cycle assessment of recirculating aquaculture systems with innovative biochar filter for enhanced nutrient recirculation. *Resources, Environment and Sustainability*, 21, 100233. <https://doi.org/10.1016/j.resenv.2025.100233>
- Bram, D., Stefan, D., Bart, V., & Christian, Z. (2017). *Black Soldier Fly Biowaste Processing* (tekn. rapport). Eawag. https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/BSF/BSF_Biowaste_Processing_LR.pdf
- Cong, P., Song, S., Zhu, Y., Ji, X., Liu, S., Kuang, S., Xu, Y., Hou, Q., Zheng, X., & Song, W. (2025). Improved adsorption capacity of ammonium from aqueous solution by modified biogas residue biochar. *Biochar*, 7(97). <https://doi.org/10.1007/s42773-025-00500-z>

- da Costa, T. P., Murphy, F., Roldan, R., Mediboyina, M. K., Chen, W., Sweeney, J., Capareda, S., & Holden, N. M. (2023). Technical and environmental assessment of forestry residues valorisation via fast pyrolysis in Ireland. *Biomass and Bioenergy*, 173, 106766. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2023.106766>
- Davies, S., & Gouveia, A. (2016). Enhancing the nutritional value of pea seed meals (*Pisum sativum*) for African catfish (*Clarias gariepinus*). *Aquaculture Research*. <https://www.academia.edu/30075980>
- Dienye, H. E., & Olumuji, O. K. (2014). Growth performance and haematological responses of African mud catfish *Clarias gariepinus* fed dietary levels of *Moringa oleifera* leaf meal. *Net Journal of Agricultural Science*, 2(2), 79–88. Hämtad 6 maj 2026, från <https://www.netjournals.org/pdf/NJAS/2014/2/14-025.pdf>
- Enell, A., Azzi, B., E., Kleja, D., Dahlin, S., Ekblad, A., Flyhammar, P., Fröberg, M., Hallin, S., Hermansson, S., Jones, C., Landen, L., Larsson, M., Leroy, P., Ohlsson, Y., Papageorgiou, A., Rijk, I., Sorelius, A., Sundberg, C., & Tiberg, C. (2020). *Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall: Slutrapport för RE:Source-projekt*. Statens geotekniska institut (SGI). Hämtad 30 april 2026, från <https://databas.resource-sip.se/storage/Slutrapport%C3%B6rBiokol-RESource.docx.pdf>
- Erakca, M., Baumann, M., Helbig, C., & Weil, M. (2024). Systematic review of scale-up methods for prospective life cycle assessment of emerging technologies. *Journal of Cleaner Production*, 451, 142161. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142161>
- EsmaeiliShayan, M. (2025). Solar energy storage systems: A comprehensive study for techno-economic aspects and sustainable grid integration. *Journal of Cleaner Production*, 529, 146811. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.146811>
- ESMAP. (2020). *Global Photovoltaic Power Potential by Country: Rwanda*. World Bank Group. <https://globalsolaratlas.info/downloads>
- FAO. (2024). FAOSTAT Crops Data. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL>
- FAO. (u.å.). *Soybean*. Hämtad 5 maj 2026, från <https://www.fao.org/land-water/databases-and-software/crop-information/soybean/en/>
- Fawole, F. J., Adeoye, A. A., Tiamiyu, L. O., Ajala, K. I., Obadara, S. O., & Ganiyu, I. O. (2019). Black soldier fly larvae as a feed ingredient in aquaculture. *Aquaculture*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004484861932633X>

- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *The state of world fisheries and aquaculture 2022: Towards blue transformation*. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>
- Frischknecht, R., Stolz, P., Krebs, L., de Wild-Scholten, M., & Sinha, P. (2020). *Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems* (T12-19:2020). International Energy Agency Photovoltaic Power Systems Programme (IEA PVPS). <https://iea-pvps.org/wp-content/uploads/2020/12/IEA-PVPS-LCI-report-2020.pdf>
- Ghaem Sigarchian, S., Paleta, R., Malmquist, A., & Pina, A. (2015). Feasibility study of using a biogas engine as backup in a decentralized hybrid (PV/wind/battery) power generation system – Case study Kenya. *Energy*, 90, 1830–1841. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.07.008>
- Government of Ontario. (u.å.). Faba beans as protein for livestock feed. <https://www.ontario.ca/page/faba-beans-protein-livestock-feed>
- Government of Rwanda. (2008). *Law N°58/2008 of 10/09/2008 Regulating Aquaculture and Fishing in Rwanda* (tekn. rapport). Government of Rwanda. https://tradebarriers.org/library/regulations/Rwanda/Law%20N%C2%B058_2008%20of%2010_09_2008.pdf
- Gusenbauer, M. (2022). Search where you will find most: Comparing the disciplinary coverage of 56 bibliographic databases. *Scientometrics*, 127(5), 2683–2745. <https://doi.org/10.1007/s11192-022-04289-7>
- Gwenzi, W., Nyambishi, T. J., Chaukura, N., & Mapope, N. (2018). Synthesis and nutrient release patterns of a biochar-based N–P–K slow-release fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(2), 405–414. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1399-7>
- Hansson, A., Haikola, S., Fridahl, M., Yanda, P., Mabhuye, E., & Pauline, N. (2020). Biochar as multi-purpose sustainable technology: experiences from projects in Tanzania. *Environment, Development and Sustainability*, 23, 5182–5214. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00809-8>
- Hashmi, Z., Metali, F., Amin, M., Saifullah Abu Bakar, M., Wibisono, Y., Agung Nugroho, W., & Roil Bilad, M. (2025). Recirculating aquaculture systems: Advances, impacts, and integrated pathways for sustainable growth. *Biore-source Technology Reports*, 32, 102340. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102340>
- Jiang, W., Liu, T., Li, S., Li, L., Xu, K., Wang, G., & Guo, E. (2025). The Different Spatial Distribution Patterns of Nitrifying and Denitrifying Microbiome

- in the Biofilters of the Recirculating Aquaculture System. *Microorganisms*, 13(8), 1833. <https://doi.org/10.3390/microorganisms13081833>
- Jordbruksverket. (2025a). *Skörd av spannmål, trindsäd, oljeväxter, potatis och slåttervall 2024 Slutlig statistik*. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2025-04-16-skord-av-spannmal-trindsad-oljevaxter-potatis-och-slattervall-2024-slutlig-statistik#syfte>
- Jordbruksverket. (2025b). *Vattenbruk 2024* (Statistikrapport). Jordbruksverket. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2025-08-14-vattenbruk-2024>
- Jordbruksverket. (2026). *Skörd av spannmål, trindsäd, oljeväxter, potatis och slåttervall 2025*. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2026-04-22-skord-av-spannmal-trindsad-oljevaxter-potatis-och-slattervall-2025-slutlig-statistik>
- Li, X., Xu, S., Neupane, A., Abdoulmoumine, N., DeBruyn, J., Walker, F., & Jagadamma, S. (2021). Co-application of biochar and nitrogen fertilizer reduced nitrogen losses from soil. *PLoS One*, 16(3), e0248100. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0248100>
- Martins, C. I. M., Eding, E. H., Verdegem, M. C. J., Heinsbroek, L. T. N., Schneider, O., & Blancheton, J. P. (2010). New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering*, 43(3), 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>
- Ministry of Agriculture and Animal Resources. (2024). *Annual Report 2023/2024*. Government of Rwanda. https://www.minagri.gov.rw/fileadmin/user_upload/Minagri/Publications/Annual_Reports/MINAGRI_Annual_Report_for_2023-24_FY__FINAL.pdf
- Mugenyi, J., Gonzalez Sutil, G., & Modi, V. (2025). Electricity consumption: The role of grid reliability in appliance ownership and usage in Rwanda. *Energy Economics*, 151, 108907. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2025.108907>
- Mukarunyana, B., Sundberg, C., Boman, C., Kabera, T., & Fick, J. (2026). Coffee pulp and husk-derived hydrochars and biochars adsorb polyphenols and pesticides from wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 41, 104739. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104739>

- Mukeshimana, M. C., Zhao, Z.-Y., Ahmad, M., & Irfan, M. (2021). Analysis on barriers to biogas dissemination in Rwanda: AHP approach. *Renewable Energy*, 163, 1127–1137. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.09.051>
- Namaswa, T., Burslem, D. F. R. P., & Smith, J. (2023). Emerging trends in appropriate kiln designs for small-scale biochar production in low to middle income countries. *Bioresource Technology Reports*, 24, 101641. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101641>
- National Agricultural Export Development Board. (2025). Rwanda coffee export revenues hit record \$150M in 2025. <https://www.naeb.gov.rw/1/updates/news-detail/rwanda-coffee-export-revenues-hit-record-150m-in-2025>
- National Institute of Statistics of Rwanda. (2025). *Health, Nutrition and Food Security* (Statistical report). National Institute of Statistics of Rwanda. <https://www.statistics.gov.rw/statistical-publications/health-nutrition-and-food-security>
- Naturvårdsverket. (2024). *Krav på separat insamling av bioavfall* [Hämtad 2026-04-15]. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/krav-pa-separat-insamling-av-bioavfall/>
- Niyibizi, L., Vidakovic, A., Norman Haldén, A., Rukera Tabaro, S., & Lundh, T. (2023). Aquaculture and aquafeed in Rwanda: current status and perspectives. *Journal of Applied Aquaculture*, 35(3), 743–764. <https://doi.org/10.1080/10454438.2021.2024315>
- NOPA. (2024). Life Cycle Inventory Data for Soybeans. <https://www.nopa.org/wp-content/uploads/2024/12/NOPA-Life-Cycle-Inventory-Data-rev-2.pdf>
- Ottinger, M., Clauss, K., & Kuenzer, C. (2016). Aquaculture: Relevance, distribution, impacts and spatial assessments – A review. *Ocean Coastal Management*, 119, 244–266. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.10.015>
- Petrack, E. R. (2020). Building the Black Box: Cyberneticians and complex systems. *Science, Technology, & Human Values*, 45(4), 575–595. <https://www.jstor.org/stable/26933583>
- Qingqing, L., Yao, H., Xingqian, Z., Zhendong, Q., Cuiyun, Z., Xiaohong, T., Xi, X., Shaowen, L., & Li, L. (2023). Effects of faba bean inclusion in tilapia feed. *Aquaculture*. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848623004143>
- Rahmah, D. M., Mardawati, E., Kastaman, R., Pujianto, T., & Pramulya, R. (2023). Coffee Pulp Biomass Utilization on Coffee Production and Its Impact on

- Energy Saving, CO2 Emission Reduction, and Economic Value Added. *Agronomy*, 13(3), 904. <https://doi.org/10.3390/agronomy13030904>
- Regeringen. (2025 mars). *Proposition om enklare regler för fiskodling och annat vattenbruk* (Pressmeddelande). Regeringskansliet. <https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2025/03/proposition-om-enklare-regler-for-fiskodling-och-annat-vattenbruk>
- Regeringskansliet. (u.å.). *Elproduktion i Sverige*. Hämtad 26 april 2026, från <https://www.regeringen.se/regeringens-politik/sveriges-elforsorjning/elproduktion-i-sverige>
- Reppas-Chrysovitinos, E., Behjat, M., Wennberg, N., Peters, G., & Svanström, M. (2026). Creating circular pathways for nutrients in aquaculture using biochar. *Resources, Conservation and Recycling*, 227, 108707. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108707>
- Rosendal, R., & Öberg, D. (2025). *Ekonomisk potential för energilagring med batterisystem inom massa- och pappersindustrin* [Examensarbete]. Linköpings universitet. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1969199/FULLTEXT01.pdf>
- Rutebuka, J., Mbarushimana Kagabo, D., & Verdoodt, A. (2019). Farmers' diagnosis of current soil erosion status and control within two contrasting agro-ecological zones of Rwanda. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 278, 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.03.016>
- Sarfaraz, Q., Drescher, G., Zafar, M., Shah, M., Zhao, F., Danish, S., Mustafa, A., Elshikh, M., & Souza da Silva, L. (2024). Nutrient retention after crop harvest in a typic hapludults amended with biochar types under no-tillage system. *Scientific Reports*, 14(1), 5126. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-55430-w>
- SLU Riksskogstaxeringen. (2025). *Skogsdata 2025: Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från SLU Riksskogstaxeringen* (Tema: Tillväxt, avverkning och naturlig avgång). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning. Umeå, Sverige. Hämtad 10 april 2026, från https://www.slu.se/globalassets/slu.se/om-slu/organisation/institutioner/skoglig-resurshushallning/riksskogstaxeringen/dokument/skogsdata/skogsdata_2025_web.pdf
- Soncin Alfaro, G. M., McGee, R. J., & Kiszonas, A. M. (2024). Processing and nutritional conversion of peas. *PMC*. <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC12130366/>

- Talebian, S., Lager, F., & Harris, K. (2024). *Solutions for managing food security risks in a rapidly changing geopolitical landscape*. Stockholm Environment Institute. <https://doi.org/10.51414/sei2024.044>
- Tsakiridis, A., O'Donoghue, C., Hynes, S., & Kilcline, K. (2020). A comparison of environmental and economic sustainability across seafood and livestock product value chains. *Marine Policy*, *117*, 103968. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103968>
- UNICEF Rwanda. (2025). *Nutrition* (tekn. rapport). UNICEF Rwanda. <https://www.unicef.org/rwanda/nutrition>
- Uwingabire, S., Chamshama, S. A. O., Nyberg, G., & Nduwamungu, J. (2024). Gasifier use for cooking and biochar production by smallholder farmers in Rwanda. *Biofuels*, *16*(1), 77–84. <https://doi.org/10.1080/17597269.2024.2381164>
- Wang, Y., Akbarzadeh, A., Chong, L., Du, J., Tahir, N., & Awasthi, K. M. (2022). Catalytic pyrolysis of lignocellulosic biomass for bio-oil production: A review. *Chemosphere*, *297*, 134181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134181>
- Wang, Y., Zheng, K., Guo, H., Tian, L., He, Y., Wang, X., Zhu, T., Sun, P., & Liu, Y. (2023). Potassium permanganate-based advanced oxidation processes for wastewater decontamination and sludge treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, *452*(3), 139529. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.139529>
- van Riel, A. J., Nederlof, M. A. J., van Hal, O., Wiegertjes, G. F., de Boer, I. J. M., & Chary, K. (2026). From farm to food systems: developing aquaculture models to explore their role in food systems. *Ecological Modelling*, *515*, 111504. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2026.111504>
- van Riel, A. J., van Hal, O., Nederlof, M. A. J., Chary, K., van Selm, B., Poos, J. J., Wiegertjes, G. F., & de Boer, I. J. M. (2026). Unlocking the wider potential of aquaculture in circular food systems in Europe. *Sustainable Production and Consumption*, *64*, 222–234. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2026.02.003>
- van Weerd, J. H. (1995). Nutrition and growth in Clarias species – a review. *Aquatic Living Resources*, *8*, 395–401. <https://www.alr-journal.org/articles/alr/pdf/1995/04/alr95418.pdf>
- WHO. (u.å.). Maize processing conversion factors. <https://extranet.who.int/indcat/TemplateView.aspx?id=25>

- Wnęk-Auguścik, K., & Nasiłowska, J. (2025). Rapeseed Meal as an Alternative Protein Source in Fish Feed and Its Impact on Growth Parameters, Digestive Tract, and Gut Microbiota. *Animals*, 15(9), 1264. <https://doi.org/10.3390/ani15091264>
- World Health Organization. (u.å.). Food processing conversion factors. <https://extranet.who.int/indcat/TemplateView.aspx?id=25&>
- Xu, Z., Zhou, R., & Xu, G. (2025). Global analysis on potential effects of biochar on crop yields and soil quality. *Soil Ecology Letters*, 7, 240267. <https://doi.org/10.1007/s42832-024-0267-x>
- Yadav, K. N., Patel, B. A., Singh, K. S., Mehta, K. N., Anand, V., Lal, J., Dekari, D., & Devi, C. N. (2024). Climate change effects on aquaculture production and its sustainable management through climate-resilient adaptation strategies: a review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 31(22), 31731–31751. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33397-5>
- Yamoah, C. F., Burleigh, J. R., & Malcolm, M. R. (1990). Application of expert systems to study of acid soils in Rwanda. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 30(3–4), 203–218. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(90\)90106-N](https://doi.org/10.1016/0167-8809(90)90106-N)
- Zhang, M., Song, G., Gelardi, D. L., Huang, L., Khan, E., Mašek, O., Parikh, S. J., & Ok, Y. S. (2020). Evaluating biochar and its modifications for the removal of ammonium, nitrate, and phosphate in water. *Water Research*, 186, 116303. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116303>
- Zhang, R., Chen, T., Wang, Y., & Short, M. (2026). Design of integrated renewable energy and recirculating aquaculture systems under uncertainty: a two-stage stochastic optimisation approach. *Applied Energy*, 406, 127290. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2025.127290>

Appendix A

A.1 In- och utflöden för RAS i Sverige

Nedan visas beräkningar för in- och utflöden i RAS-anläggningen i Sverige. De baseras på värden för att producera ett ton fisk som togs fram i LCA-studien (Behjat et al., 2025), därav multipliceras dessa värden med 40, eftersom produktionsmålet är 40 ton fisk. Mängden biokol divideras med fyra då adsorptionskapaciteten antas vara fyra gånger så hög som i ovan nämnda studie.

A.1.1 Inflöden

$$\text{Elektricitet} = 50 \cdot 40 = 2\,000 \text{ kWh} \quad (\text{A.1.1})$$

$$\text{Foder} = 1\,200 \cdot 40 = 48\,000 \text{ kg} = 48 \text{ ton} \quad (\text{A.1.2})$$

$$\text{Värme} = 3\,079 \cdot 40 = 123\,160 \text{ kWh} \quad (\text{A.1.3})$$

$$\text{Biokol} = \frac{121 \cdot 40}{4} = 1\,210 \text{ m}^3 \quad (\text{A.1.4})$$

A.1.2 Utflöden

$$\text{Slam} = 300 \cdot 40 = 12\,000 \text{ kg} = 12 \text{ ton} \quad (\text{A.1.5})$$

$$\text{Näringsberikat biokol} = \frac{18\,833 \cdot 40}{4} = 188\,330 \text{ kg} \approx 188 \text{ ton} \quad (\text{A.1.6})$$

$$\text{Fisk} = 1\,000 \cdot 40 = 40\,000 \text{ kg} = 40 \text{ ton} \quad (\text{A.1.7})$$

A.2 Dimensionering av anläggningen

För att producera 40 ton fisk per år antas det behövas fyra tankar med en årsproduktion på 10 ton fisk i vardera tank. Vidare antas fisktätheten vara 300 kg/m^3 (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 6 maj 2026).

$$V_{\text{tot}} = \frac{m}{\rho} = \frac{40\,000}{300} \approx 133 \text{ m}^3 \quad (\text{A.2.1})$$

$$V_{\text{tank}} = \frac{V_{\text{tot}}}{4} = \frac{133}{4} \approx 33 \text{ m}^3 \quad (\text{A.2.2})$$

Till anläggningen behövs även biytor för bland annat pumpar och rör. Byggnadens totala yta uppskattas vara cirka 500 m^2 (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 6 maj 2026).

Appendix B

B.1 Beräkningar omvandlingskvot för larver av svart soldatfluga och åkerböna

Omvandlingskvoten för svart soldatfluga från färsk vikt till torkad vikt beräknas nedan. Till beräkningen användes ett värde på 0,7 för vattenandelen vid färsk vikt enligt Bram et al. (2017) och ett antaget värde på 0,05 för vattenandelen vid torkad vikt.

$$o_{larv} = \frac{(1 - 0,70)}{(1 - 0,05)} = \frac{0,30}{0,95} \approx 0,31578 \approx 0,316 \quad (\text{B.1.1})$$

Omvandlingskvoten för åkerbönona från färskvikt till torkad vikt beräknas nedan. Vid beräkningen togs ett genomsnitt av böns vattenhalt vid skörd. Vid skörd har bönan en vattenhalt mellan 16-18 % (Government of Ontario, u.å.). Efter torkning har bönan en vattenhalt på 14 %.

$$o_{åkerböna} = \frac{(1 - 0,17)}{(1 - 0,14)} = \frac{0,83}{0,86} \approx 0,96511 \approx 0,965 \quad (\text{B.1.2})$$

B.2 Beräkningar svenskt foderbehov

Nedan beräknas behovet för varje råvara till det svenska fodret. Varje råvara beräknas först utifrån dess andel av det totala fodret när råvaran är torkad. Därefter beräknas hur stor produktionen behöver vara av den färska råvaran. Omvandlingskvoter från gröda till färdig foderingrediens antogs vara 0,85 för ärta (Soncin Alfaro et al., 2024), 0,80 för vete (World Health Organization, u.å.) och 0,965 för åkerböna, baserat på beräkningar i B.1 och data från Government of Ontario (u.å.).

B.2.1 Beräkningar foderbehov av svart soldatflugelarv

$$m_{\text{Behov larvfoder}} = 48\,000 \cdot 0,2 = 9\,600 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.1})$$

$$m_{\text{Behov larvproduktion}} = \frac{9\,600}{0,316} = 30\,400 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.2})$$

B.2.2 Beräkningar foderbehov av åkerböna

$$m_{\text{Behov bönfoder}} = 48\,000 \cdot 0,2 = 9\,600 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.3})$$

$$m_{\text{Behov färska bönor}} = \frac{9\,600}{0,965} = 9\,946,99 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.4})$$

B.2.3 Beräkningar foderbehov av ärtor

$$m_{\text{Behov ärtfoder}} = 48\,000 \cdot 0,3 = 14\,400 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.5})$$

$$m_{\text{Behov färska ärtor}} = \frac{14\,400}{0,85} = 16\,941,18 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.6})$$

B.2.4 Beräkningar foderbehov av vete

$$m_{\text{Behov vetefoder}} = 48\,000 \cdot 0,3 = 14\,400 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.7})$$

$$m_{\text{Behov färskt vete}} = \frac{14\,400}{0,8} = 18\,000 \text{ kg/år} \quad (\text{B.2.8})$$

B.3 Beräkningar svenskt markbehov

Nedan beräknas markbehovet, först för varje råvara och sedan totalt.

$$A_{\text{böna}} = \frac{9\,946,99}{3\,780} = 2,63 \text{ ha} \quad (\text{B.3.1})$$

$$A_{\text{ärta}} = \frac{16\,941,17}{2\,890} = 5,86 \text{ ha} \quad (\text{B.3.2})$$

$$A_{\text{vete}} = \frac{18\,000}{7\,610} = 2,37 \text{ ha} \quad (\text{B.3.3})$$

$$A_{\text{tot}} = 2,63 + 5,86 + 2,37 \approx 10,9 \text{ ha} \quad (\text{B.3.4})$$

B.4 Beräkningar tillgång till lokal biomassa

Nedan beräknas ett intervall för hur mycket biomassa som potentiellt kan utvinnas för det svenska fallet.

$$\text{Grovavfall} = m_g = 1\,603\,930 \cdot 0,25 = 400\,982,5 \text{ ton/år} \quad (\text{B.4.1})$$

$$\text{Biokol i massa} = m_b = 400\,982,5 \cdot 0,2 = 80\,196,5 \text{ ton/år} \quad (\text{B.4.2})$$

$$V_{b,\rho=80} = \frac{80\,196\,500 \text{ kg}}{80 \text{ kg/m}^3} = 1\,002\,456,25 \approx 1\,000\,000 \text{ m}^3/\text{år} \quad (\text{B.4.3})$$

$$V_{b,\rho=320} = \frac{80\,196\,500 \text{ kg}}{320 \text{ kg/m}^3} = 250\,614,06 \approx 250\,000 \text{ m}^3/\text{år} \quad (\text{B.4.4})$$

Appendix C

C.1 In- och utflöden för pyrolys i Sverige

Nedan visas beräkningar för pyrolysanläggningens in- och utflöden i Sverige. Även dessa baseras på ovan nämnda studie. Samtliga beräkningar relaterade till biokol divideras med fyra då dess adsorptionskapacitet antas vara fyra gånger så hög som i studien, och därmed är resursbehoven fyra gånger lägre.

C.1.1 Inflöden

$$\text{Elektricitet} = \frac{3\,125 \cdot 40}{4} = 31\,250 \text{ kWh} \quad (\text{C.1.1})$$

$$\text{Biomassa} = \frac{119\,199 \cdot 40}{4} = 1\,191\,990 \text{ kg} \approx 1\,192 \text{ ton} \quad (\text{C.1.2})$$

C.1.2 Utflöden

$$\text{Aska} = \frac{1\,783 \cdot 40}{4} = 17\,830 \text{ kg} = 18 \text{ ton} \quad (\text{C.1.3})$$

$$\text{Biokol} = \frac{121 \cdot 40}{4} = 1\,210 \text{ m}^3 \quad (\text{C.1.4})$$

$$\text{Värme} = \frac{150\,171 \cdot 40}{4} = 1\,501\,710 \text{ kWh} \quad (\text{C.1.5})$$

C.2 Dimensionering av anläggningen

Nedan visas beräkningar för den svenska pyrolysanläggningens storlek. Beräkningarna baseras på värden som togs fram i LCA-studien (Behjat et al., 2025). I studien används anläggningsenheter per funktionell enhet, som är ett ton producerad fisk. Det behövs 0,005 anläggningsenheter för att producera ett ton fisk. En enhet av pyrolysanläggningen består av ett golv som mäter cirka 210 m^2 och en silo för träflisor med måtten 13 meter x 7 meter x 5 meter.

$$\text{Golvyta} = 0,005 \cdot 210 \cdot 40 = 42 \text{ m}^2 \quad (\text{C.2.1})$$

$$\text{Silo (volym)} = 0,005 \cdot 13 \cdot 7 \cdot 5 \cdot 40 = 91 \text{ m}^3 \quad (\text{C.2.2})$$

$$\text{Silo (area)} = 0,005 \cdot 13 \cdot 7 \cdot 40 \approx 18 \text{ m}^2 \quad (\text{C.2.3})$$

Med säkerhetsmarginalen på 20 % blir den faktiska anläggningen följande:

$$\text{Golvyta} = 42 \cdot 1,2 \approx 50 \text{ m}^2 \quad (\text{C.2.4})$$

$$\text{Silo (volym)} = 91 \cdot 1,2 \approx 109 \text{ m}^3 \quad (\text{C.2.5})$$

$$\text{Silo (area)} = 18 \cdot 1,2 \approx 22 \text{ m}^2 \quad (\text{C.2.6})$$

Appendix D

D.1 In- och utflöden för RAS i Rwanda

Nedan visas beräkningar för in- och utflödena för RAS-anläggningen i Rwanda. Beräkningarna är baserade på den svenska modellen där ett linjärt samband har antagits. Därmed har de svenska värdena som gäller för en produktion på 40 ton dividerats med två för att anpassas efter en produktion på 20 ton. Undantaget är värmebehovet, som reducerats med 90 % med tanke på Rwandas varmare omgivningstemperatur (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 6 maj 2026).

D.1.1 Inflöden

$$\text{Elektricitet} = \frac{2\,000}{2} = 1000 \text{ kWh} \quad (\text{D.1.1})$$

$$\text{Foder} = \frac{48}{2} = 24 \text{ ton} \quad (\text{D.1.2})$$

$$\text{Värme} = \frac{123\,160}{2} \cdot 0,10 = 6\,158 \text{ kWh} \quad (\text{D.1.3})$$

$$\text{Biokol} = \frac{1\,210}{2} = 605 \text{ m}^3 \quad (\text{D.1.4})$$

D.1.2 Utflöden

$$\text{Slam} = \frac{12}{2} = 6 \text{ ton} \quad (\text{D.1.5})$$

$$\text{Näringsberikat biokol} = \frac{188}{2} = 94 \text{ ton} \quad (\text{D.1.6})$$

$$\text{Fisk} = \frac{40}{2} = 20 \text{ ton} \quad (\text{D.1.7})$$

D.2 Dimensionering av anläggningen

För att producera 20 ton fisk per år antas det behövas två tankar med en årsproduktion på 10 ton fisk i vardera tank. Vidare antas fisktätheten vara 300 kg/m^3 (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 6 maj 2026).

$$V_{\text{tot}} = \frac{m}{\rho} = \frac{20\,000}{300} \approx 67 \text{ m}^3 \quad (\text{D.2.1})$$

$$V_{\text{tank}} = \frac{V_{\text{tot}}}{2} = \frac{67}{2} \approx 33 \text{ m}^3 \quad (\text{D.2.2})$$

Till anläggningen behövs även biytor för bland annat pumpar och rör. På grund av en något sämre effektivitet antas det behövas en 20 % större yta (Niklas Wennberg, personlig kommunikation, 5 maj 2026). Anläggningens totala yta uppskattas därmed till cirka 300 m^2 .

Appendix E

E.1 Beräkningar rwandiskt foderbehov

E.1.1 Beräkningar foderbehov av svart soldatflugelarv

$$m_{\text{Behov larvfoder}} = 24\,000 \cdot 0,2 = 4\,800 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.1})$$

$$m_{\text{Behov larvproduktion}} = \frac{4\,800}{0,316} = 15\,200 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.2})$$

E.1.2 Beräkningar foderbehov av vete

$$m_{\text{Behov vetefoder}} = 24\,000 \cdot 0,1 = 2\,400 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.3})$$

$$m_{\text{Behov färskt vete}} = \frac{2\,400}{0,80} = 3\,000 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.4})$$

E.1.3 Beräkningar foderbehov av soja

$$m_{\text{Behov sojafoder}} = 24\,000 \cdot 0,5 = 12\,000 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.5})$$

$$m_{\text{Behov färska sojabönor}} = \frac{12\,000}{0,75} = 16\,000 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.6})$$

E.1.4 Beräkningar foderbehov av majs

$$m_{\text{Behov majsfoder}} = 24\,000 \cdot 0,2 = 4\,800 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.7})$$

$$m_{\text{Behov färsk majs}} = \frac{4\,800}{0,675} = 7\,111 \text{ kg/år} \quad (\text{E.1.8})$$

E.2 Beräkningar rwandiskt markbehov

$$A_{\text{vete}} = \frac{3\,000}{7\,610} = 0,39 \text{ ha} \quad (\text{E.2.1})$$

$$A_{\text{soja}} = \frac{16\,000}{1\,500} = 10,67 \text{ ha} \quad (\text{E.2.2})$$

$$A_{\text{majs}} = \frac{7\,111}{1\,833,5} = 3,89 \text{ ha} \quad (\text{E.2.3})$$

$$A_{\text{tot}} = 0,39 + 10,67 + 3,89 \approx 15,0 \text{ ha} \quad (\text{E.2.4})$$

E.3 Beräkningar tillgång till lokal biomassa

$$\text{Total mängd kaffefrukt} = m_f = \frac{16\,479}{0,6} = 27\,465 \text{ ton/år} \quad (\text{E.3.1})$$

$$\text{Mängd kaffeskal} = m_s = 27\,465 \cdot 0,4 = 10\,986 \text{ ton/år} \quad (\text{E.3.2})$$

$$\text{Biokol} = m_b = \frac{10\,986}{3} = 3\,662 \text{ ton/år} \quad (\text{E.3.3})$$

Appendix F

F.1 In- och utflöden för pyrolys i Rwanda

Nedan visas beräkningar för pyrolysanläggningens in- och utflöden i Rwanda. Beräkningarna är baserade på den svenska modellen där ett linjärt samband har antagits. Därmed har de svenska värdena som gäller för en produktion på 40 ton dividerats med två för att anpassas efter en produktion på 20 ton.

F.1.1 Inflöden

$$\text{Elektricitet} = \frac{31\,250}{2} = 15\,625 \text{ kWh} \quad (\text{F.1.1})$$

$$\text{Biomassa} = \frac{1\,192}{2} = 596 \text{ ton} \quad (\text{F.1.2})$$

F.1.2 Utflöden

$$\text{Aska} = \frac{18}{2} = 9 \text{ ton} \quad (\text{F.1.3})$$

$$\text{Biokol} = \frac{1\,210}{2} = 605 \text{ m}^3 \quad (\text{F.1.4})$$

$$\text{Värme} = \frac{1\,501\,710}{2} = 750\,855 \text{ kWh} \quad (\text{F.1.5})$$

F.2 Dimensionering av anläggningen

Nedan visas beräkningar för den rwandiska pyrolysanläggningens storlek. Beräkningarna baseras på den svenska modellen där ett linjärt samband har antagits. Därmed har de svenska värdena som gäller för en produktion på 40 ton dividerats med två för att anpassas efter en produktion på 20 ton.

$$\text{Golvyta} = \frac{50}{2} = 25 \text{ m}^2 \quad (\text{F.2.1})$$

$$\text{Silo (volym)} = \frac{109}{2} = 54,5 \text{ m}^3 \quad (\text{F.2.2})$$

$$\text{Silo (area)} = \frac{22}{2} = 11 \text{ m}^2 \quad (\text{F.2.3})$$

Appendix G

G.1 Beräkning av solcellsytta

För att uppskatta den solcellsytta som krävs för att möjliggöra självförsörjning av elektricitet användes litteratordata för typisk moduleffekt och specifik elproduktion per installerad effekt. För båda fallstudierna antogs moderna solcellsmoduler med en modularea på $1,6 \text{ m}^2$ och moduleffekt på 300 W (Frischknecht et al., 2020). Detta motsvarar en effekttäthet enligt:

$$\frac{P}{A} = \frac{300}{1,6} = 187,5 \text{ W/m}^2 \quad (\text{G.1})$$

Därmed erhålls en area per installerad kilowatteffekt:

$$\frac{1\,000}{187,5} \approx 5,33 \text{ m}^2/\text{kWp} \quad (\text{G.2})$$

För Sverige användes ett genomsnittligt elproduktionsvärde från solceller på $916 \text{ kWh/kWp} \cdot \text{år}$ (Frischknecht et al., 2020). Detta gav en årlig elproduktion per kvadratmeter solcellsytta enligt:

$$\frac{916}{5,33} \approx 172 \text{ kWh/m}^2/\text{år} \quad (\text{G.3})$$

För Rwanda användes ett genomsnittligt elproduktionsvärde från solceller på $4,102 \text{ kWh/kWp}$ per dag (ESMAP, 2020). Detta motsvarar:

$$4,102 \cdot 365 \approx 1\,497 \text{ kWh/kWp} \cdot \text{år} \quad (\text{G.4})$$

Detta ger i sin tur en årlig uppskattad elproduktion per kvadratmeter:

$$\frac{1\,497}{5,33} \approx 281 \text{ kWh/m}^2/\text{år} \quad (\text{G.5})$$

De erhållna elproduktionsvärdena antogs inkludera normala systemförluster och representerar därmed nettoelproduktion från installerade solceller.



CHALMERS