Hias IKS

Nitrogenrensing av returstrømmer ved Hias renseanlegg

Skisseprosjektrapport

Oppdragsnr.: 52404675 Dokumentnr.: 52404675-P-01 Revisjon: J04 Dato: 2024-11-22

Norconsult

Oppdragsgiver:	Hias IKS
Oppdragsgivers kontaktperson:	Mai Riise og Sondre Eikås
Rådgiver:	Norconsult Norge AS, Vangsvegen 73, 2317 Hamar
Oppdragsleder:	Terje Skramstad
Fagansvarlig:	Terje Skramstad, Bjarne Paulsrud, Morten Strøyer Andersen, Jon Enes
Andre nøkkelpersoner:	Erlend Nilsen, Kristine Søreng Engen

Revisjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent
B01	2024-10-17	Utkast for gjennomsyn hos oppdragsgiver	ErNils, BjaPau, KrEnge	BjaPau, KrEnge	TSk
B02	2024-10-25	Utkast for gjennomsyn hos oppdragsgiver	ErNils, BjaPau, KrEnge	BjaPau, KrEnge	TSk
B03	2024-11-10	Rapport for gjennomgang hos oppdragsgiver	ErNils, BjaPau, KrEnge	BjaPau, TSk, JonEne	TSk
J04	2024-11-22	For bruk	ErNils, BjaPau, KrEnge	BjaPau, TSk, JonEne	TSk

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Sammendrag

Hias IKS vurderer muligheter for nitrogenrensning av returstrømmer ved Hias renseanlegg. Som grunnlag for vurderingen er det innhentet informasjon om ulike renseprosesser fra flere leverandører. Fem hovedprosesser er grundig vurdert: anammox, ammoniakkstripping og -scrubbing, ammoniumfelling og -gjenvinning, vakuumstripping og direkte bruk av tynt slam i landbruket. I tillegg er ZeeNAMMOX fra Veolia nevnt, men ikke vurdert like inngående som de andre alternativene. Prosessene er sammenlignet basert på energiforbruk, innsatsmidler, ressursgjenvinning, miljøaspekter, driftsaspekter og kostnader. Lystgassutslipp og vekting av ressursgjenvinning har vist seg å ha stor innvirkning på miljøvurderingen, mens driftssensitivitet og -kompleksitet er identifisert som kritiske faktorer for anleggets evne til å håndtere varierende belastninger, samt unngå for høyt behov for personell- og tidsforbruk ved drift.

Basert på en helhetlig vurdering anbefales Hias IKS å implementere enten ammoniakkstripping og -scrubbing eller vakuumstripping ved Hias renseanlegg. Gitt den raske teknologiutviklingen i bransjen, anbefales det å vurdere hvor lenge etableringen av returstrømrensing kan utsettes for å potensielt dra nytte av teknologiutvikling. For å sikre optimal implementering foreslås det at Hias IKS utlyser en konkurranse som totalentreprise eller samspillsentreprise, noe som vil involvere aktuelle leverandører i detaljprosjekteringen av anlegget.

Med økende fokus på reduksjon av lystgassutslipp fra renseanlegg, anbefales det også at Hias IKS starter overvåkning av lystgassutslipp fra rensetrinnene på Hias renseanlegg. Dette vil posisjonere anlegget for fremtidige miljøkrav og reguleringer, og sikre at Hias IKS er forberedt på kommende utfordringer innen avløpsrensing.

Innhold

1 Bakgrunn 4
1.1 Mål og metode 4
1.2 Problembeskrivelse 4
1.3 Omfang og avgrensning 6
1.4 Grunnlagsdokumentasjon 6
2 Vurdering av prosessalternativer 7
2.1 Generelt 7
2.2 Prosessbeskrivelser 8
2.2.1 Anammox 8
2.2.2 Ammoniakkstripping og -scrubbing 11
2.2.3 Ammoniumfelling og -gjenvinning 13
2.2.4 Vakuumstripping 15
2.2.5 ZeeNAMMOX 17
2.3 Oppsummering med nøkkeltall for prosessalternativene 18
3 Direkte bruk av hygienisert tynt slam i landbruket 21
3.1 Regelverk 21
3.2 Tap av lystgass og ammoniakk ved lagring og spredning 22
3.3 Praktiske og miljømessige konsekvenser 23
4 Kostnadsvurderinger 25
4.1 Enhetspriser 25
4.2 Kostnader 26
5 Klimagassberegning 28
5.1 Materialforbruk (A1-A4 og B4) 29
5.2 Forbruk av kjemikalier og utslipp av lystgass (B1) 30
5.3 Energiforbruk i drift (B6) 32
5.4 Transport i drift (B8) 34
5.5 Effekt av nitrogengjenvinning 35
5.6 Oppsummering 37
6 Anbefaling for Hias IKS 39
6.1 Prosessvalg 39
6.2 Videre prosess og entrepriseform 39
6.3 Lystgass (N_2O) 40
7 Referanser 41
8 Appendiks 42

1 Bakgrunn

1.1 Mål og metode

I de senere år har nitrogenrensing kommet høyere på agendaen i Norge. Miljødirektoratet varslet i mai 2022 at større renseanlegg i nedslagsfeltet til Oslofjorden vil få nitrogenrensekrav, og samtidig nærmer EU seg sluttføring av nytt avløpsdirektiv med skjerpede rensekrav. I løpet av de kommende årene er det derfor tydelig at renseanlegg i Norge og Europa må redusere forurensningsbelastningen på sjø- og ferskvanns-resipienter. I den sammenheng er det særlig interessant å vurdere ulike metoder for etablering av nitrogenrensetrinn ved store renseanlegg.

Hias IKS ønsker å utrede sine muligheter for nitrogenrensing ved Hias renseanlegg. Returstrømmen fra slamhåndteringen er et svært egnet angrepspunkt, siden returstrømmer har høye konsentrasjoner av nitrogen, og en effektivt kan fjerne dette parallelt med renseanleggets hovedprosesser.

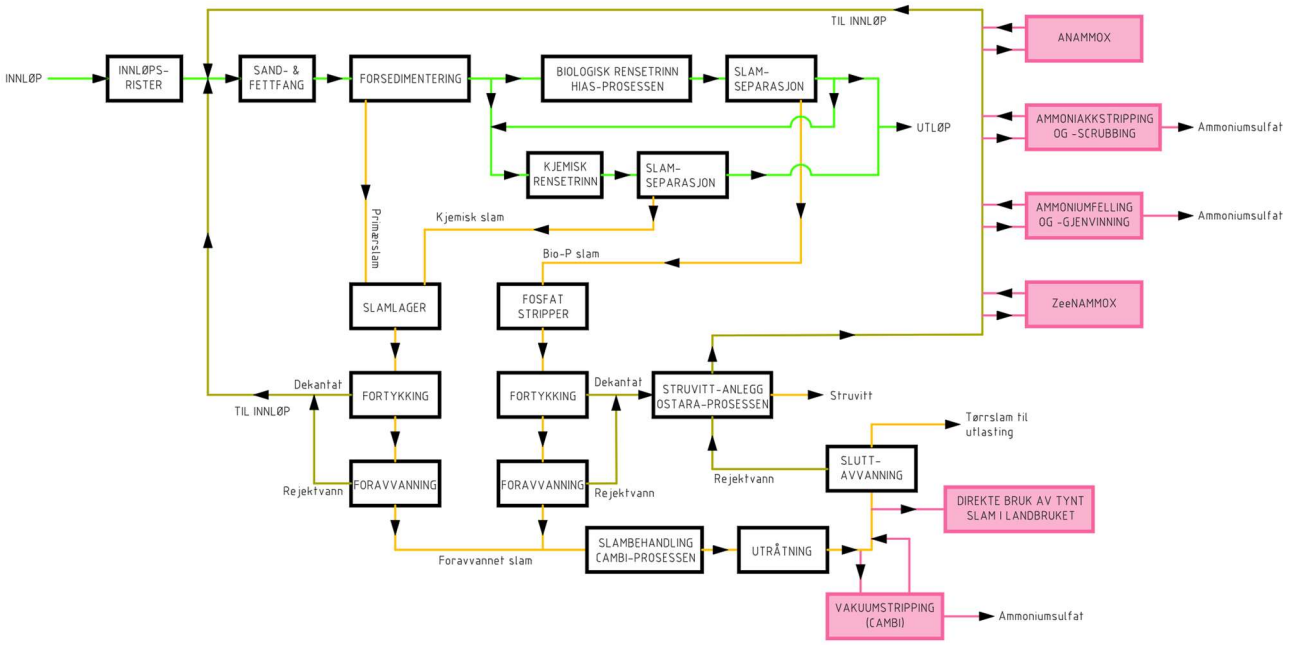
Norconsult skal gjennom dette skisseprosjektet bistå Hias IKS i utredning av ulike alternativer for nitrogenrensing fra returstrømmer på Hias renseanlegg. Vurderingen skal ha fokus på prosessenes tekniske egnethet og økonomisk, sosial og miljømessig bærekraft. Hias IKS har et sterkt fokus på sirkularitet, og derfor er det naturlig at ressursgjenvinning er en sentral vurderingsparameter.

1.2 Problembeskrivelse

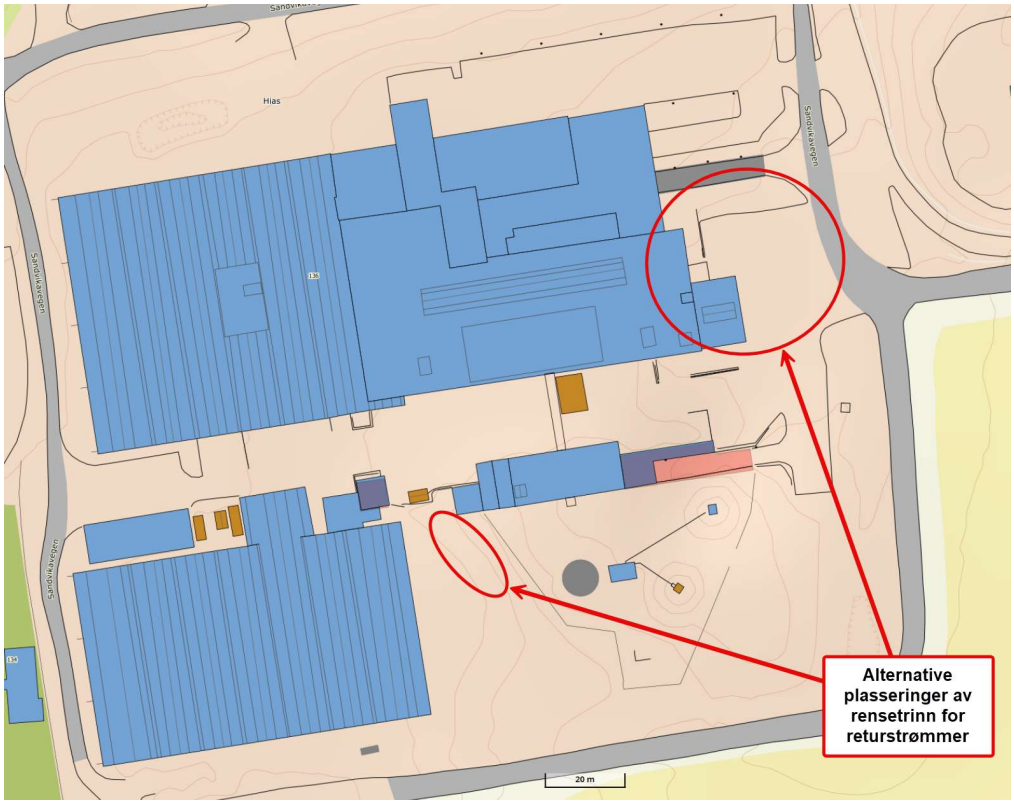
Som følge av skjerpede nitrogenrensekrav fra Miljødirektoratet og nytt avløpsdirektiv, må Hias IKS etablere rensetrinn for nitrogen for å imøtekomme disse kravene. Dette krever etablering av nitrogenrensing for hovedstrømmen til renseanlegget, men det er tradisjonelt en energi- og plasskrevende prosess. I renseanlegg tas det ut en betydelig mengde slam, som gjennom slambehandlingen avvannes og generer en stor mengde rejektvann som tilbakeføres til hovedstrømmen på renseanlegget. Denne returstrømmen representerer en betydelig andel av stoffbelastningen og er svært konsentrert i forhold til kommunalt avløp tilført renseanlegg. Det er derfor aktuelt med andre teknologier for rensing og gjenvinning av nitrogenet i returstrømmen. Dersom returstrømmen renses før tilbakeføring til hovedstrømmen vil den totale rensegraden til anlegget økes, og totalbelastningen på hovedstrømrensingen reduseres. Det kan i sin tur redusere både energiforbruk og arealfotavtrykk for renseanlegget.

Hias IKS har etablert et struvittanlegg for produksjon av struvitt i forbindelse med sin bio-P renseprosess, Hias-prosessen. Struvittanlegget mottar fosfatstrippet dekantat og rejektvann fra fortykking og foravvanning av bio-P-slammet og ammoniumrikt rejektvann fra sluttavvanning av hygienisert og utråtnet slam. Utløpet fra struivttanlegget er svært rikt på ammonium (NH_4^+), og har derfor et godt potensial for returstrømrensing. De øvrige returstrømmene fra fortykking og foravvanning av primær- og kjemisk slam er ikke vurdert i dette skisseprosjektet. Figur 1 viser et overordnet blokkskjema med oversikt over de ulike rensetrinnene ved Hias renseanlegg, og hvor de ulike prosessalternativene kan etableres i forhold til eksisterende prosesser ved renseanlegget.

Gjennom dette skisseprosjektet ønsker en å utrede muligheter for etablering av nitrogenrensetrinn for returstrømmer på Hias renseanlegg. Figur 2 angir alternative plasseringer av nytt rensetrinn for returstrømmer ved renseanlegget.



Figur 1: Blokkskjema med oversikt over hvor de ulike prosessalternativene kan etableres i forhold til renseprosessene ved Hias renseanlegg. Prosessalternativene er vist med rosa bokser og piler. For bedre lesbarhet i papirformat er det lagt ved en rotert kopi av figuren i kapittel 8 Appendiks.



Figur 2: Alternative plasseringer av rensetrinn for returstrømmer ved Hias renseanlegg.

1.3 Omfang og avgrensning

Formålet med skisseprosjektet, er å gi Hias IKS et godt grunnlag for videre vurderinger av nitrogenrensing ved deres renseanlegg, og skisseprosjektrapporten skal dermed bistå Hias med hvordan de best kan etablere nitrogenrensing på renseanlegget. Hias må videre vurdere hvorvidt returstrømrensing er riktig metode for å øke nitrogenrensekapasiteten på renseanlegget, i forhold til forventede rensekrav og rensekapasiteter på deres fremtidige hovedstrømrenseprosess. Alternativt må det vurderes om en heller skal prioritere nitrogenrensing for hovedstrømmen eller om en kombinasjon av returstrøm- og hovedstrømrensing er beste løsning.

Gjennom skisseprosjektet vurderes ulike prosesser for nitrogenfjerning av returstrømmer på Hias renseanlegg. Prosessalternativene som er omhandlet i skisseprosjektrapporten er:

1) Anammox
2) Ammoniakkstripping og -scrubbing
3) Ammoniumfelling og -gjenvinning
4) Vakuumstripping fra Cambi
5) ZeeNAMMOX fra Veolia
6) Direkte bruk av hygienisert tynt slam i landbruket

Prosessene sammenlignes på ulike parametere knyttet til miljøaspekter, ressursgjenvinning, kostnadsvurderinger, plassbehov, egnethet for Hias renseanlegg, eventuell effekt på eksisterende renseprosesser, tilgjengelighet, modenhet og risiko. Under de videre kapitlene er omfanget av de ulike vurderingene nærmere spesifisert. Plassering i forhold til renseprosessene på renseanlegget er angitt i Figur 1 over.

Gjennom arbeidet med skisseprosjektrapporten er det benyttet underlag fra leverandører som er klassifisert som konfidensielt, og noe av informasjonen er derfor beskyttelsesverdig. Dette er underlag som ligger i Hias sine interne systemer, og som Norconsult har fått tilgang på i forbindelse med denne vurderingen. På bakgrunn av dette er det ikke medtatt detaljerte inndeling av kostander, men heller inndelt grovere på etableringskostnader og driftskostnader. Det er heller ikke medtatt svært spesifikke detaljer omkring prosessalternativene i skisseprosjektrapporten, men vi har beskrevet disse på et noe mer overordnet nivå, slik at en kan få en viss forståelse for prosessene som er omtalt i skisseprosjektet.

I dette skisseprosjektet er det ikke vurdert hvilken påvirkning valg av fremtidig hovedstrømrensing har på de ulike prosessalternativene for returstrømrensing.

1.4 Grunnlagsdokumentasjon

Som grunnlag for vurderingene i skisseprosjektet har Hias IKS tidligere innhentet informasjon fra ulike prosessleverandører i markedet gjennom en såkalt «request for information» (RFI), og valgt ut aktuelle teknologier som deretter ble overbrakt Norconsult for vurdering. Hvert prosessalternativ har vært knyttet opp mot kun én leverandør, men informasjonen fra leverandørene har gjennom prosessen blitt grovt kvalitetssikret mot eventuell tilgjengelig driftserfaring fra norske anlegg. Videre har det blitt benyttet analysedata for returstrømmen etter struvittanlegget og analysedata for hygienisert og utråtnet slam før sluttavvanning. For slam før sluttavvanning forelå det kun én stikkprøve, og det er derfor knyttet stor usikkerhet opp mot det underlaget. For total mengde nitrogen tilført renseanlegget har Hias IKS beregnet en årlig tilførsel basert på analysedata fra årsrapporter fra 2021-2023.

2 Vurdering av prosessalternativer

2.1 Generelt

For vurdering av de ulike prosessalternativene er det benyttet det samme underlaget som Hias vedla sin RFI («request for information») for innhenting av informasjon om ulike prosessalternativer fra leverandører. Et utdrag av de mest vesentlige parameterne fra oversendt analysedata er angitt i Tabell 1. Gjennom RFIen, og dermed i den videre vurderingen av prosessalternativene, ble det antatt at belastningsvariasjoner i vannmengde (Q) og ammonium nitrogen (NH_4-N) følger hverandre. Det vil si at det er antatt at minimum stoffbelastning og minimum hydraulisk belastning inntreffer samtidig, og tilsvarende for midlere og maksimal belastning. Dette er trolig en forenkling av belastningsvariasjonene, men er likevel tatt som utgangspunkt videre. I henhold til underlaget tilføres totalt 48 048 kg ammonium nitrogen per år (NH_4-N/år) via returstrømmen fra struvittanlegget. Siden plasseringen av vakuumstrippingen er ulik fra de andre prosessalternativene, jamfør Figur 1, vil belastningen på vakuumstrippingen være ulik. Det er forutsatt at det fjernes 4 522 kg ammonium nitrogen per år (NH_4-N/år) i struvittanlegget, som medfører at belastningen på vakuumstrippingen er 52 570 kg ammonium nitrogen per år (NH_4-N/år). I henhold til supplerende underlag fra Hias IKS har renseanlegget en årlig middelbelastning for total nitrogen (TN) på ca. 488 tonn total nitrogen per år (tonn TN/år). Ammonium (NH_4^+) i returstrømmen representerer dermed 9,8% av nitrogenbelastningen på renseanlegget, og total nitrogen (TN) i returstrømmen tilsvarer 13,6% av nitrogenbelastningen på renseanlegget.

Tabell 1: Et utvalg av analysedata for returstrømmen fra struvittanlegget ved Hias renseanlegg.

Rejektstrøm	Middel	Maks	Min
Vannmengde (Q) [m^3/d]	308	378	239
Ammonium nitrogen (NH_4-N) [mg/L]	427,4	545	358
Ammonium nitrogen (NH_4-N) [kg/d]	131,6	206	85,6
Total nitrogen (TN) [mg/L]	592	730	470
Total nitrogen (TN) [kg/d]	182	276	112
Total nitrogen (TN) tilført renseanleggets innløp [kg/d]	1342	-	-

Forbruk og produksjon
For å kunne sammenligne de ulike prosessalternativene opp mot hverandre er det tatt utgangspunkt i oversendt informasjon vedrørende ytelse, gjenvinningsgrad, innsatsmidler, energiforbruk, arealbehov, med videre. I de ulike RFIene er prosessalternativene beskrevet og dokumentert med varierende detaljgrad og kvalitet. De ulike leverandørene har også tolket oppgaven litt forskjellig, som medfører en viss bearbeiding for å kunne sammenligne de ulike prosessalternativene på likt grunnlag. På bakgrunn av dette er det mest formålstjenlig å sammenligne tall relativt til mengde fjernet/gjenvunnet ammonium nitrogen (NH_4-N). Dette er vurdert å gi et riktigere bilde av forskjeller mellom de ulike prosessene. For gjenvinning av nitrogen og renseeffekter vurderes årsgjennomsnitt, og der dette ikke er angitt estimeres det ut fra øvrig informasjon.

Fremtidig utvidelse
Eventuell fremtidig utvidelse av de ulike prosessalternativene er beskrevet ulikt og med varierende detaljgrad av leverandørene. Det foreligger ikke informasjon som indikerer at utvidelse er medtatt i etableringskostnad (CAPEX), driftskostnad (OPEX), forbruk av innsatsmidler eller arealbeslag for noen av prosessalternativene.

Driftsforhold
Driftskompleksitet og driftssensitivitet for de ulike anleggene vil være svært viktig i forhold til prosessenes egnethet for Hias renseanlegg. Behov for driftspersonell vil avhenge mye av driftskompleksiteten til anlegget, både med hensyn til hvor mange årlige dagsverk som kreves til driftsoppfølgingen, samt hvor enkelt det er for ulike personer å sette seg inn i driften av anlegget (redundans på personell). Hias har selv angitt at dette er en viktig vurderingsparameter. Driftssensitivitet vil på sin side angi hvor godt egnet de ulike prosessene er til å håndtere belastningsvariasjoner på anlegget.

2.2 Prosessbeskrivelser

2.2.1 Anammox

Anammox er en naturlig forekommende biologisk prosess for nitrogenfjerning. Prosessen baserer seg på anammox bakterier, som litt forenklet omdanner nitritt (NO_2^-) og ammonium (NH_4^+) til nitrogengass (N_2) uten tilstedeværelse av oksygen (O_2) (ved anoksiske forhold). Ammonium (NH_4^+) forekommer i stor grad i avløpsvann, mens nitritt (NO_2^-) produseres fra ammonium (NH_4^+) ved ammoniumoksidasjon (delvis nitrifisering) av ammoniumoksiderende bakterier. Dette er en biologisk prosess som krever tilstedeværelse av oksygen (ved oksiske forhold). De to nevnte reaksjonene er vist under, men begrenset til start og sluttproduktene:

- Anammox-reaksjonen: $NH_4^+(aq) + NO_2^-(aq) \rightarrow N_2(aq) + 2H_2O(l)$. Nitrogengass ($N_2$) som produseres er oppløst i vannet, men dette går fortløpende over til gassfase: $N_2(aq) \rightleftharpoons N_2(g)$
- Ammoniumoksidasjon: $2NH_4^+(aq) + 3O_2(aq) \rightarrow 2NO_2^-(aq) + 4H^+(aq) + 2H_2O(l)$

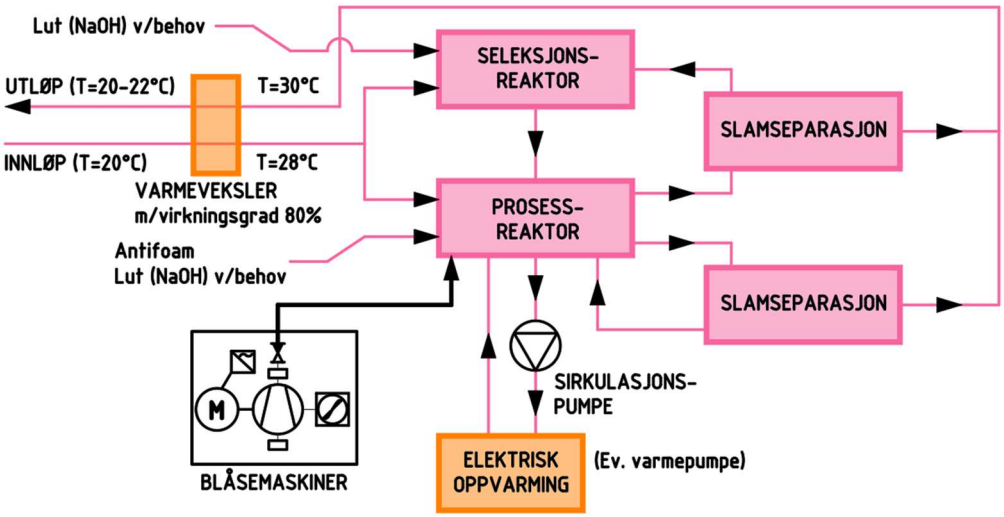
Det er verdt å merke seg at anammox krever anoksiske forhold, mens ammoniumoksidasjon krever oksiske forhold. Altså krever prosessene henholdsvis ingen tilgang på oksygen (O_2) og tilgang på oksygen (O_2). Disse to reaksjonene må skje parallelt, og en må derfor inngå et kompromiss i forhold til oksygentilgangen i reaktorene. Ved for høy oksygentilgang vil en få nitrittoksidasjon av nitrittoksiderende bakterier (NOB), som fjerner nitritt (NO_2^-) og omdanner dette til nitrat (NO_3^-), noe som må unngås. Reaksjonslikning for nitrittoksidasjon er vist under:

- Nitrittoksidasjon: $2NO_2^-(aq) + O_2(aq) \rightarrow 2NO_3^-(aq)$

Prosessen er dermed svært driftssensitiv og utsatt for konkurranse fra tradisjonell denitrifisering (omdanning av nitrat (NO_3^-) til nitrogengass (N_2) ved anoksiske forhold), og en slik prosess krever derfor optimalt tilpassede driftsforhold. For å oppnå stabil drift av et anammox-anlegg, er en avhengig av god kontroll på prosessparametere for å sikre framvekst og selektering på anammox bakterier, samt for å unngå produksjon av nitrat (NO_3^-) ved nitrittoksidasjon. Prosessen kan etableres som aktivt slam eller biofilmprosess, som setter premisser for selve utformingen av anlegget. Ved et aktivt slam-anlegg er anlegget normalt inndelt i minimum to kammer – en selekteringsreaktor og en prosessreaktor. I selekteringsreaktoren er forholdene optimalisert for å dyrke frem ammoniumoksiderende bakterier (AOB) og anammox bakterier, mens hovedprosessen med ammoniumoksidasjon og anammox foregår i prosessreaktoren. For å redusere fremvekst og innvirkning av uønskede NOB (nitrittoksiderende bakterier), selekterer prosessen anammox og AOB (ammoniumoksiderende bakterier), som beholdes og resirkuleres i reaktorene. Sluttproduktet er nitrogengass (N_2), og dette er dermed en ren renseprosess og ikke en ressursgjenvinningsprosess. Overordnet prosesskjema for anammox-prosessen er vist i Figur 3.

Oppvarming av reaktoren
En annen viktig parameter ved anammox er prosesstemperaturen. Prosessen bør driftes ved en temperatur på 30°C til 35°C. Nåværende temperatur for returstrømmen er på 13,5°C, men basert på dagens drift av renseanlegget har Hias vurdert at innløpstemperaturen økes til 20°C ved utnyttelse av overskuddsvarme.

Utover dette er det ingen indikasjoner på at det finnes tilgjengelig overskuddsvarme for videre oppvarming av returstrømmen til 30°C. Det forutsettes at prosesstemperaturen ikke settes høyere enn 30°C, siden det kun er en marginal økning av rensegrad mellom 30°C og 35°C. Det er vurdert at leverandørs foreslåtte løsning for oppvarming av reaktoren er mindre egnet for forholdene ved Hias renseanlegg og kan medføre driftsulemper, samt unødvendig høye driftskostnader. Derfor foreslås en annen løsning for oppvarming av returstrømmen til 30°C, basert på varmeveksling og sirkulasjonspumping med oppvarming av sirkulasjons-strømmen. Det forutsettes installasjon av varmeveksler med 80% virkningsgrad på innløpet med kryssveksling mot utløpet fra prosessreaktoren, som vist i Figur 3. Ved varmeveksling kan innløps-temperaturen økes til 28°C, slik at temperaturdifferansen i forhold til driftstemperaturen er 2°C. Denne temperaturdifferansen, samt varmetap via gulv, vegger og tak i reaktoren må kompenseres for ved tilførsel av ekstern energi. For ekstern energitilførsel foreslås integrering av en sirkulasjonsstrøm med elektrisk oppvarming. Nødvendig energitilførsel for oppvarming er vurdert til 955 kilowattimer per år (kWh/år), basert på middeltemperatur i Hamar og utforming av anlegget som angitt av leverandør med 100 mm isolasjonstykkelse i vegg og gulv, samt uisolert PVC-tak med tykkelse 5 mm. Varmetap fra taket utgjør 70% av totalt oppvarmingsbehov, og det vurderes derfor at taket bør isoleres med 150 mm isolasjon. Med isolert tak reduseres energibehovet til 300 kilowattimer per år (kWh/år) ved oppvarming med strøm. Ved eventuell etablering av vann-til-vann-varmepumpe med sCOP på 3 reduseres energiforbruket for oppvarming til 100 kilowattimer per år (kWh/år). Relativt til fjernet nitrogen resulterer dette i et energiforbruk på henholdsvis 7,3 kilowattimer per kg nitrogen fjernet (kWh/kg NH_4-N fjernet) ved oppvarming med strøm eller 2,4 kilowattimer per kg nitrogen fjernet (kWh/kg NH_4-N fjernet) tilført varmepumpen. Energiforbruket er oppsummert i Tabell 2, der det er forutsatt oppvarming uten varmepumpe. Hias IKS må vurdere om det er mulig å øke driftstemperaturen uten tilførsel av ekstern energi, eksempelvis ved varmeveksling mot en eksisterende vann- eller slamstrøm på renseanlegget.

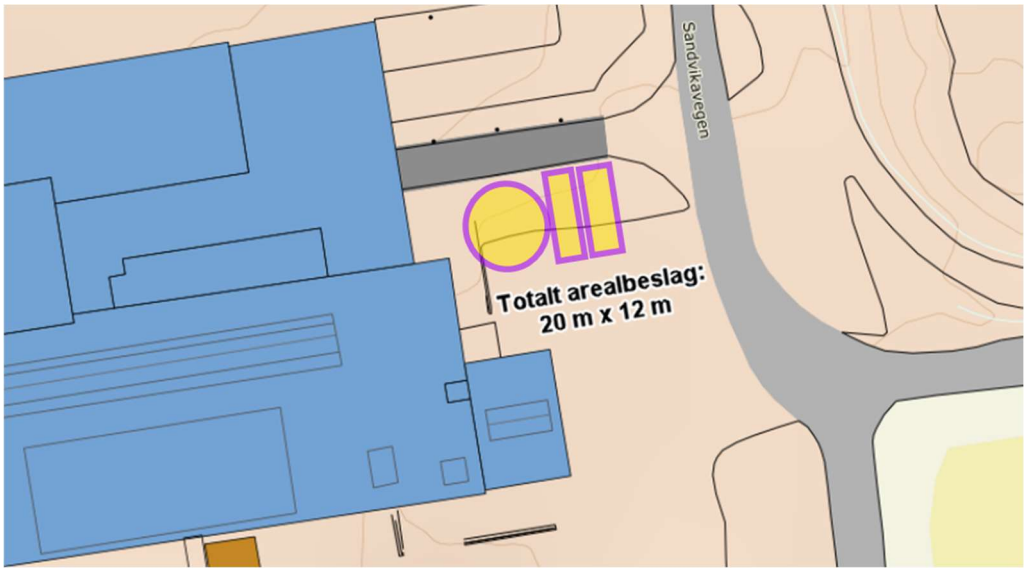


Figur 3: Overordnet prosesskjema for en anammox-prosess.

Etablering av ny bygningsmasse

Ved etablering av anammox-prosessen ved Hias er det nødvendig å etablere et nytt bygg for prosessen. For selve prosessreaktoren vil det etableres én utvendig sirkulær reaktortank i stål med diameter på ca. 11 meter og høyde ca. 8 meter. Denne reaktortanken vil være isolert. I tillegg må det etableres nødvendig røropplegg i og utenfor reaktortanken, samt utstyrsbygg med 2 stk. ulike maskiner for slamseparasjon, pumpeanlegg og diverse utstyr. Hvilket utstyr som er nødvendig i et slikt utstyrsbygg avhenger av anleggsutformingen. For dette estimatet er det forutsatt aktivt slam, og det er anslått at utstyrsbygget krever et areal på 8 x 12 meter.

Det anslås et totalt fotavtrykk på 20 x 12 meter for etablering av anammox-prosessen ved Hias renseanlegg. Figur 4 angir plassering og arealbehov for nytt bygg.



Figur 4: Skisse med arealbeslag for anammox.

Driftskompleksitet og -sensitivitet
Anammox er en godt kjent prosess med mye driftserfaring internasjonalt og i Norge. På landsbasis er det etablert to anammox-anlegg, på Bekkelaget RA og Nordre Follo RA. Det er naturlig at ulike renseanlegg i Norge samarbeider for å dele driftserfaringer med hverandre. Dette kan derfor utnyttes i en oppstartsfase av en slik prosess på Hias. Drift av anlegget, ut fra premisser ved Hias renseanlegg, krever lite innsatsmidler, men noe energibehov for lufting og et vesentlig oppvarmingsbehov. Ved valg av aktiv slam anlegg, vil det være behov for drift og oppfølging av et par maskiner for slamseparasjon, inkl. pumper for resirkulasjon av slam.

Prosessen krever at endring i stoffbelastning eller hydraulisk belastning ikke overgår 10% per døgn. Innløpet til hovedstrømmen ved Hias RA er svært varierende, på grunn av høy industribelastning. Ved valg av denne prosessen, må dermed Hias IKS ha god kontroll over driftsparameterne gjennom renseanlegget, og spesielt i forbindelse med fosfatstrippingen, struvittanlegget og slambehandlingen. En slik prosess vil være ugunstig ved svært vekslende belastninger og kan medføre at delstrømmer må gå utenom prosessen, dersom tilfredsstillende utjevning ikke oppnås. Spesielt er det returstrømmen fra fosfatstrippingen som forventes å variere mest. En slik type driftssituasjon vil få negativt utslag på rensegraden til anlegget. For Hias renseanlegg skyldes mye av belastningsvariasjonen industripåslipp. Ved innføring av strengere BAT-krav til industrien kan industribelastningen reduseres som følge av bedre rensing av industriavløp før påslipp. Dette kan medføre mindre belastningsvariasjoner og gunstigere driftsbetingelser for et anammox-anlegg.

Fremtidig utvidelse
Ved en eventuell fremtidig utvidelse av anlegget, må det enten etableres en ny prosesslinje eller et større prosessvolum i første byggefase. Det er lite ledig areal for å bygge en parallell prosesslinje i fremtiden. Det vil derfor være fordelaktig å legge til rette for utvidet kapasitet ved etableringen av anlegget og øke volumet av reaktoren, samt dimensjon og antall tilknytningspunkter for fremtidig utstyr. Dette vil nødvendigvis medføre en kostnadskonsekvens. Alternativt vil en få en viss kapasitetsøkning ved økning av temperaturen fra 30°C til 35°C, men dimensjon på reaktoren bør uansett økes før etablering for å tilrettelegge bedre for en slik kapasitetsøkning. Økning av driftstemperatur vil også medføre et vesentlig energibehov for oppvarming.

2.2.2 Ammoniakkstripping og -scrubbing

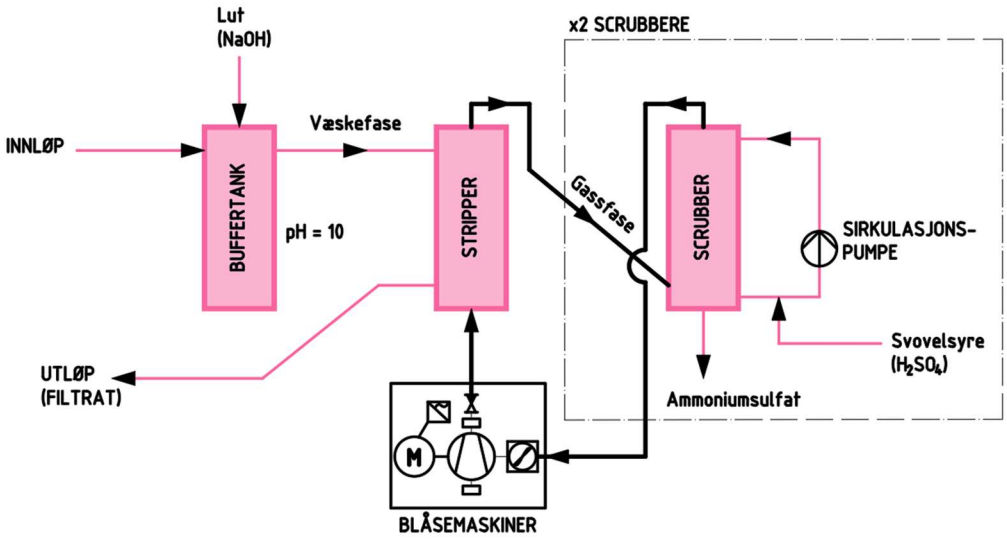
Ammoniakkstripping og -scrubbing er en kjemisk prosess som utnytter de kjemiske egenskapene ved ammonium/ammoniakk (NH_4^+/NH_3) for utdrivelse og oppkonsentrering av ammonium (NH_4^+). Ammonium og ammoniakk (NH_4^+ og NH_3) forekommer i en likevekt der konsentrasjonen av hvert av stoffene avhenger av pH. Ved høy pH omdannes ammonium (NH_4^+) til ammoniakk (NH_3), og motsatt. Reaksjonslikningen for denne prosessen er som følger:

$$NH_4^+(aq) + OH^-(aq) \rightleftharpoons NH_3(aq) + H_2O(l).$$

Dersom pH øker, øker mengde OH^-, som vil drive likevekten mot høyre. I praksis gjøres dette ved tilsetting av lut (NaOH) til returstrømmen i en buffertank slik at pHen øker til 10. Ammoniakken (NH_3), som er en løst gass i væskefasen, kan så utdrives fra væskefasen ved innblåsing av luft i en strippekolonne, en delprosess som kalles ammoniakkstripping. Reaksjonslikning for ammoniakkstripping er som følger:

$$NH_3(aq) \rightleftharpoons NH_3(g).$$

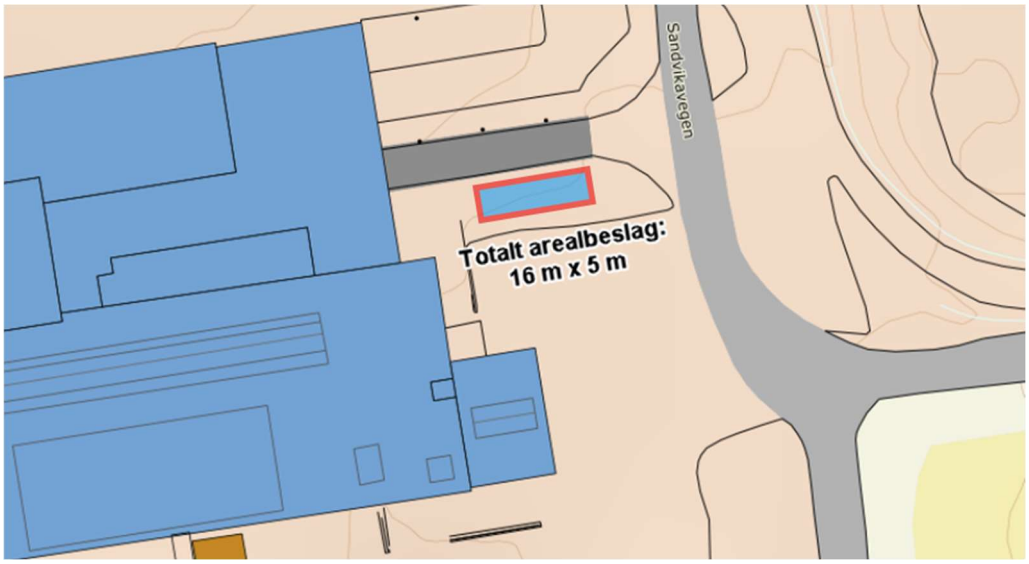
I etterkant av strippingen har en fått en gassfase som inneholder ammoniakkgassen (NH_3). Denne gassfasen føres videre inn i en scrubber, der gassen vaskes med syre (væske med lav pH) for å omdanne ammoniakken (NH_3) tilbake til ammonium (NH_4^+) løst i væskefasen. Det er de samme reaksjonslikningene som gjelder for denne prosessen, som for de to foregående, men likevekten skyves i motsatt retning. I scrubberen er det fordelaktig å benytte svovelsyre (H_2SO_4) for vaskingen, i stedet for salpetersyre (HNO_3). Dette er på grunn av vesentlig høyere klimagassutslippskoeffisient for salpetersyre (HNO_3) enn for svovelsyre (H_2SO_4). Sluttproduktet av prosessen blir dannelse av ammoniumsulfat ($(NH_4)_2SO_4$) med konsentrasjon ca. 40%. Foreslått løsning krever ikke oppvarming av reaktorer, men har til gjengjeld høyt effektbehov for lufting med blåsemaskiner. I forhold til eksempelvis anammox har ammoniakkstripping og -scrubbing et høyere effektbehov til drift av prosessen. Dersom en anammox-prosess har et vesentlig oppvarmingsbehov, blir derimot nødvendig energiforbruk vesentlig lavere for ammoniakkstripping og -scrubbing. Overordnet prosesskjema for ammoniakkstripping og -scrubbing er vist i Figur 5.



Figur 5: Overordnet prosesskjema for ammoniakkstripping og -scrubbing.

Etablering av ny bygningsmasse

Ammoniakkstrippingsanlegget er forutsatt etablert i etterkant av struvittanlegget ved Hias renseanlegg, på samme område som tilsvarende prosessalternativer. Det er forutsatt at det skal etableres ett prosess-/utstyrsbygg for tanker, utstyr og maskiner. Inne i bygget skal det etableres flere tanker – én buffertank, én stripper, to scrubbere, oppbevaringstanker for kjemikalier og ammoniumsulfat, samt pumper, røropplegg og blåsemaskiner. Anleggets arealbehov er estimert til 16 x 5 meter og med en høyde på 12 meter. Figur 6 angir plassering og arealbehov for nytt bygg.



Figur 6: Skisse med arealbeslag for ammoniakkstripping og -scrubbing.

Driftskompleksitet og -sensitivitet

Ammoniakkstripping og -scrubbing er en godt kjent prosess med mye driftserfaring internasjonalt og i Norge. På landsbasis er det kun etablert ett anlegg, på VEAS, som Hias allerede har et nært samarbeid med. Ved valg av en slik løsning er det naturlig at Hias initierer et tett samarbeid med VEAS for å dele driftserfaringer i oppstartsfasen og i løpet av videre drift.

Siden denne prosessen er basert på kjemiske prosesser, krever den noe mer innsatsmidler og teknisk utstyr, som medfører en viss driftskompleksitet. Driftspersonell må ha god oversikt over drift og styring av de ulike komponentene i anlegget. Til gjengjeld medfører dette at prosessen er robust mot belastningsvariasjoner, men det forutsetter god styring av de ulike delprosessene i forhold til innløpsmengder og -konsentrasjoner. Slike anlegg har mye kontroll- og måleutstyr og derfor kan prosessen i stor grad automatiseres for enklere driftsoppfølging.

Fremtidig utvidelse

Ved en eventuell fremtidig utvidelse av anlegget kan det etableres en ekstra prosesslinje i parallell. På grunn av den relativt kompakte størrelsen til anlegget skal det ikke være noe problem å etablere det på samme område som angitt i Figur 6. Det anbefales at utformingen av bygget er tilpasset en eventuell utvidelse, slik at utvidelsen kan utføres enkelt og at videre drift ikke blir unødig komplisert som følge av en utvidelse.

2.2.3 Ammoniumfelling og -gjenvinning

Prosessen er en kjemisk fellingsprosess for separasjon og oppkonsentrering av ammonium (NH_4^+) gjennom flere delprosesser. Overordnet prosesskjema er vist i Figur 7. Første delprosess er nitrogenfangst, basert på utfelling av struvitt ved tilsetting av gjenvunnet magnesiumfosfat ($MgHPO_4$) og lut (NaOH) for pH-justering. Følgende reaksjonslikning viser prosessen ved struvittfelling:

$$Mg^{2+}(aq) + NH_4^+(aq) + PO_4^{3-}(aq) + 6H_2O(l) \rightleftharpoons NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O(s) + H^+(aq).$$

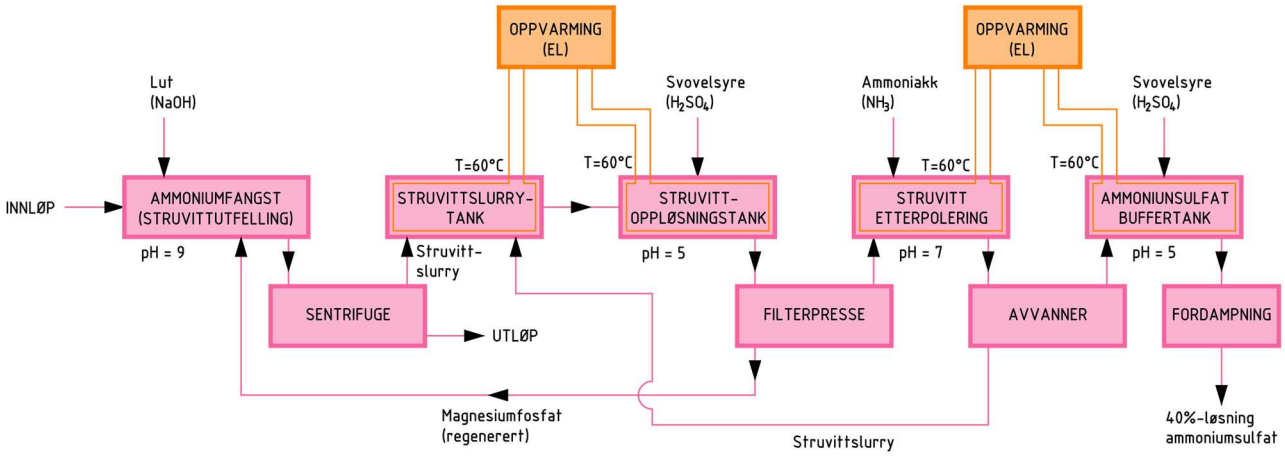
Utfelt struvitt separeres i en sentrifuge, varmes opp og pumpes videre til den andre delprosessen som er utvasking av struvitt. pH senkes til 5 ved dosering av svovelsyre (H_2SO_4), slik at oppsamlet struvitt løses opp og magnesiumfosfat felles ut. Følgende reaksjonslikning viser prosessen med utfelling av magnesiumfosfat:

$$NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O(s) + 0{,}5H_2SO_4(aq) \rightarrow MgHPO_4 \cdot 3H_2O(s) + 0{,}5(NH_4)_2SO_4(aq).$$

Noe magnesiumfosfat går tapt i denne prosessen, og derfor tilsettes en mindre andel struvitt fra Hias sitt struvittanlegg, for å kompensere for tapt magnesiumfosfat. Deretter pumpes returstrømmen videre til en filterpresse for batchvis filtrering og separasjon av magnesiumfosfat, som føres tilbake til første steg. I tredje delprosess tilsettes ammoniakk (NH_3) for etterpolering og utfelling av den siste gjenværende struvitten som fremdeles er oppløst. Deretter separeres struvitt i en avvanningsmaskin, og føres tilbake til struvittslurry-tanken. Dette gjøres for å hindre struvittap fra prosessen. Det siste steget i prosessen er fordamping og oppkonsentrering av ammoniumsulfatløsningen fra 10-20% til ca. 40%-løsning. Dette gjøres i en fordampingsmaskin. For å hindre ammoniakktap ved fordamping, må pH senkes til 5 ved tilsetting av svovelsyre i en buffertank plassert i forkant av fordampningsmaskinen. For å nå gjenvinningsgrader over 90%, vil det kreves uforholdsmessig mye innsatsmidler og energi, og derfor legges det opp til 80% gjenvinningsgrad.

Alternativt kan en droppe etterpolering med tilsetting av ammoniakk (NH_3), men det vil medføre at struvittapet øker, og en må tilsette vesentlig mer egenprodusert struvitt. Dette anses som uaktuelt siden konsekvensen for Hias renseanlegg er at all produsert struvitt må benyttes til å dekke struvittapet.

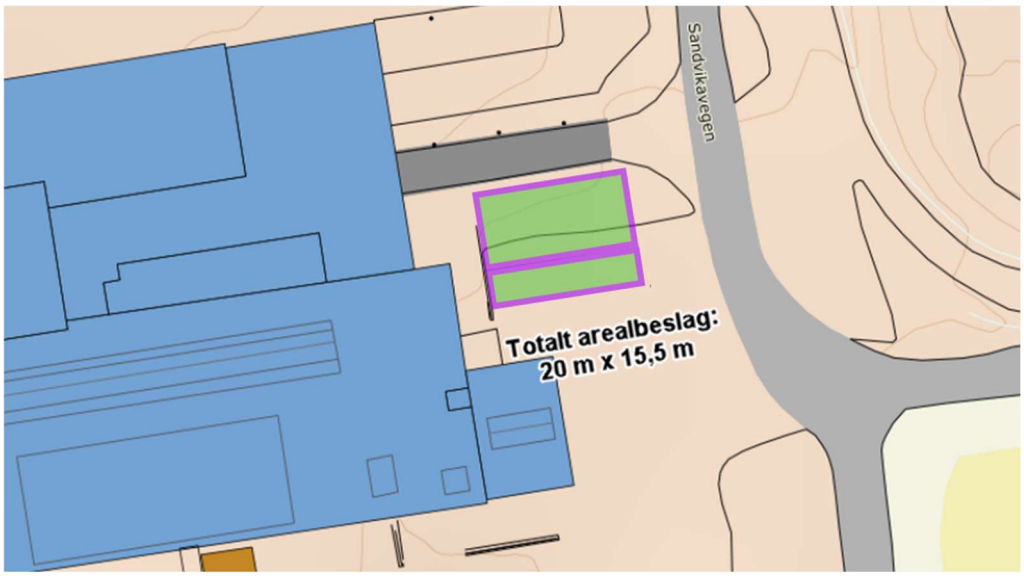
Prosesstemperaturen på de fleste delprosessene er 60°C, noe som medfører et stort oppvarmingsbehov. Dette gjenspeiles i energibehovet til prosessen. De delprosessene som krever såpass høy temperatur er i etterkant av den første separasjonen av struvittslurry, da mesteparten av vannmengden er avskilt. Slik sett må kun en liten delmengde varmes opp. Ellers ville det vært et vesentlig høyere energiforbruk.



Figur 7: Overordnet prosesskjema for ammoniumfelling og -gjenvinning.

Etablering av ny bygningsmasse

Ammoniumfelling- og gjenvinningsanlegget er forutsatt etablert i etterkant av struvittanlegget ved Hias renseanlegg, på samme område som tilsvarende prosessalternativer. Det er forutsatt at det skal etableres ett prosess-/utstyrsbygg som skal romme prosesstanker, kjemikalietanker, oppbevaringstank for ammoniumsulfat, ulike typer maskiner, pumper og røropplegg. Anleggets arealbehov er estimert til 20 x 15,5 meter og med en høyde på 12 meter. Figur 8 angir plassering og arealbehov for nytt bygg.



Figur 8: Skisse med arealbeslag for ammoniumfelling og -gjenvinning.

Driftskompleksitet og -sensitivitet

Denne prosessen er under utvikling og det er ikke etablert et tilsvarende anlegg i Norge, men prosessen er testet i Skandinavia. Mangel på driftserfaringer og -kompetanse i Norge kan være en ulempe, ved at en innenlands vil stå mer alene om drift av prosessen, men det kan nødvendigvis kompenseres med et sterkere internasjonalt/skandinavisk samarbeid for utveksling av driftserfaringer og -optimalisering.

Ammoniumfelling- og gjenvinningsanlegget er bygget opp av mange delprosesser, med mye maskinutstyr for ulike trinn med prosesstanker, mekanisk separasjon og fordampning. På bakgrunn av en ganske variert prosess forventes det høy driftskompleksitet, selv om hvert trinn isolert ikke er veldig komplisert. Det vil kreves god oversikt over de ulike delprosessene og innsikt i ulike driftstilpasninger for hver delprosess, samt hvordan de responderer sammen.

Fremtidig utvidelse

Ved eventuell utvidelse i fremtiden, har leverandør angitt at det er behov for en ny parallell prosesslinje. Arealbehovet for prosessen er stort, og det er ikke tilgjengelig areal på foreslått tomt. Dersom denne prosessen velges, bør det vurderes alternative tomter andre steder rundt renseanlegget.

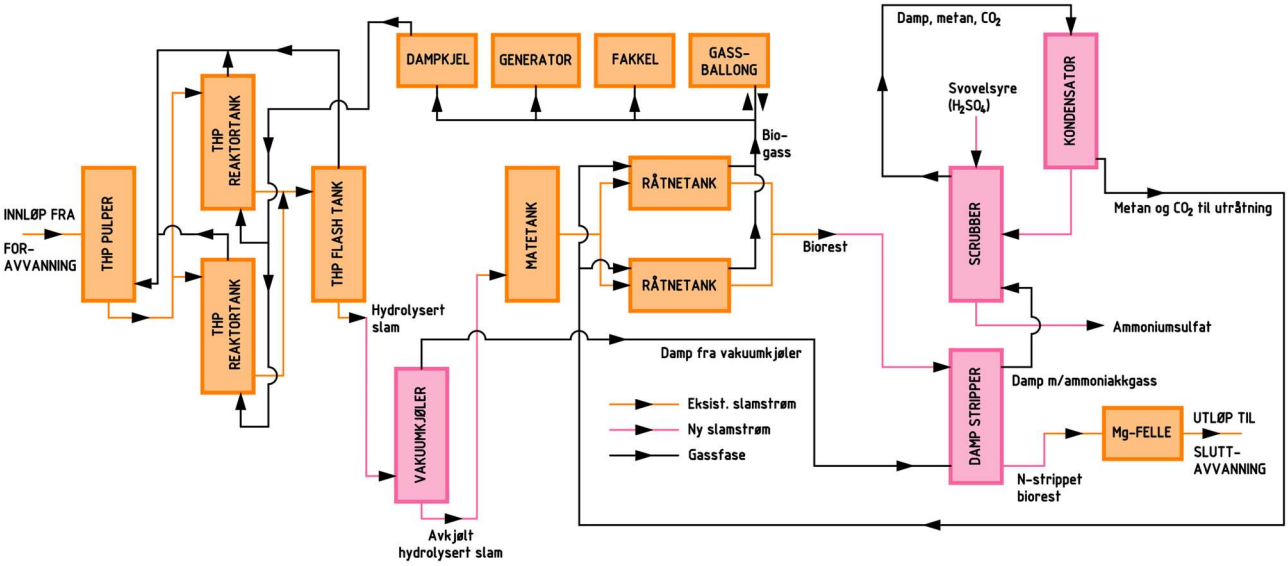
2.2.4 Vakuumstripping

Vakuumstripping er en ny teknologi fra Cambi som integrerer utdriving av ammonium (NH_4^+) i Cambi-prosessen. Cambi-prosessen er en prosess for termisk hydrolysering av slam (termisk hydrolyseprosess, THP) før utråtning. Dette er en helt ny prosess som ikke er etablert på andre anlegg, og Cambi kan derfor være interessert i å inngå et samarbeid om et demonstrasjonsanlegg for prosessen ved Hias renseanlegg. Anlegget vil ikke være et pilotanlegg for testing av prosessen, siden verdien av småskala testing av prosessen er lav. Teknologien og delprosessene anlegget bygges opp av er godt kjent, og ut fra simuleringer vet Cambi at prosessen vil fungere, bare ikke helt hvor godt. Formålet med et slikt anlegg er derfor å teste konseptet i fullskala for å se hvor gode resultater anlegget vil oppnå. Cambi kan ikke garantere at et demonstrasjonsanlegg vil bli etablert ved Hias renseanlegg, selv om Hias IKS bestemmer seg for å etablere vakuumstripping. Det er flere anlegg som kan være aktuelle for etablering av et slikt demonstrasjonsanlegg, og dermed må en forvente en viss konkurranse fra andre aktuelle renseanlegg og spesielt dersom beslutningen drar ut i tid.

Prosessen baserer seg på følgende delprosesser:

- Vakuumkjøling av termisk hydrolysert slam med uttak av vanndamp.
- Dampstripping av utråtnet slam for uttak av ammoniakk (NH_3).
- Scrubbing av ammoniakkholdig damp for produksjon av ammoniumsulfat ($(NH_4)_2SO_4$).

Overordnet prosesskjema for vakuumstripping er vist i Figur 9.



Figur 9: Overordnet prosesskjema for vakuumstripping.

Vakuumkjøleren erstatter eksisterende rør-i-rør-varmeveksler mellom termisk hydrolysering (THP) og råtnetankene. I vakuumkjøleren reduseres temperaturen på slammet ved fordamping av vann ved vakuum. En får dermed produsert to strømmer ut av vakuumkjøleren: én dampstrøm til dampstripping og én slamstrøm til utråtning. Dampen føres videre til dampstripperen der damp benyttes til å drive ut ammoniakk fra utråtnet slam. Ammoniakkstrippet slam går videre til avanning, mens ammoniakkholdig damp videreføres til scrubberen. I scrubberen tilsettes svovelsyre (H_2SO_4) for produksjon av ammoniumsulfat ($(NH_4)_2SO_4$). Dette følger samme prinsipp som for ammoniakkstripping og -scrubbing. Dampen ut av scrubberen føres via en kondensator som tar ut noe av varmen fra dampen, fører metan (CH_4) og CO_2 tilbake til råtnetankene og gjenvinner noe av dampen til bruk som prosessvann i scrubberen. Prosessen er også tilrettelagt for utfelling

av struvitt ved tilsetting av magnesiumklorid (MgCl) for å redusere polymerforbruk i avvanningen. På bakgrunn av Hias sitt eksisterende struvittanlegg er det ikke ønskelig med struvittfelling i Cambi-prosessen, og det legges derfor ikke til rette for dette. Det vil likevel være en magnesiumfelle i etterkant av dampstripping for å unngå driftsproblematikk ved ukontrollert struvittfelling i rørsystemer.

Leverandøren mener at måten vakuumstripping integreres i prosessen ikke medfører økt energiforbruk, hverken for pumping eller kjøling, men i beste fall kan medføre at totalt energiforbruk reduseres noe. Det legges derfor til grunn at det totale energibehovet til Cambi-prosessen ikke vil endres, og energiforbruket er derfor ikke medtatt i vurderingen.

Vakuumstrippingen plasseres oppstrøms struvittanlegget ved Hias renseanlegg, og dermed må driften av prosessen hensynta krav satt til struvittfelling i struvittanlegget. På grunn av driftssensitiviteten til struvittfellingen, settes det krav til at innløpet inneholder en gitt mengde ammonium (NH_4^+), som kommer fra rejektvannet etter sluttavvanning av utråtnet slam. Dette er på bakgrunn av behov for overkonsentrasjon av ammonium (NH_4^+) inn på struvittanlegget. Det vil ikke være noen vesentlig omsetting av ammonium (NH_4^+) i struvittanlegget, men dette er et krav for å opprettholde god drift av den kjemiske fellingsprosessen. Det er av Hias IKS vurdert at det vil være behov for å videreføre 30% av ammoniumbelastningen (NH_4^+) i henhold til mengdene angitt tidligere i kapittelet. Dette medfører at maksimal rensegrad for vakuumstripping er 70%. En vil dermed sitte igjen med en litt større restkonsentrasjon av ammonium (NH_4^+) som tilbakeføres til hovedstrømmen på renseanlegget, enn for de øvrige prosessalternativene, med unntak av direkte bruk av tynt slam i landbruket hvor det blir tilsvarende. Siden denne prosessen etableres i forkant av Hias sitt struvittanlegg, vil nitrogenbelastningen være noe høyere enn for øvrige prosessalternativer, og dermed blir det likevel ikke så stor forskjell på hvor mye som fjernes av ammonium (NH_4^+).

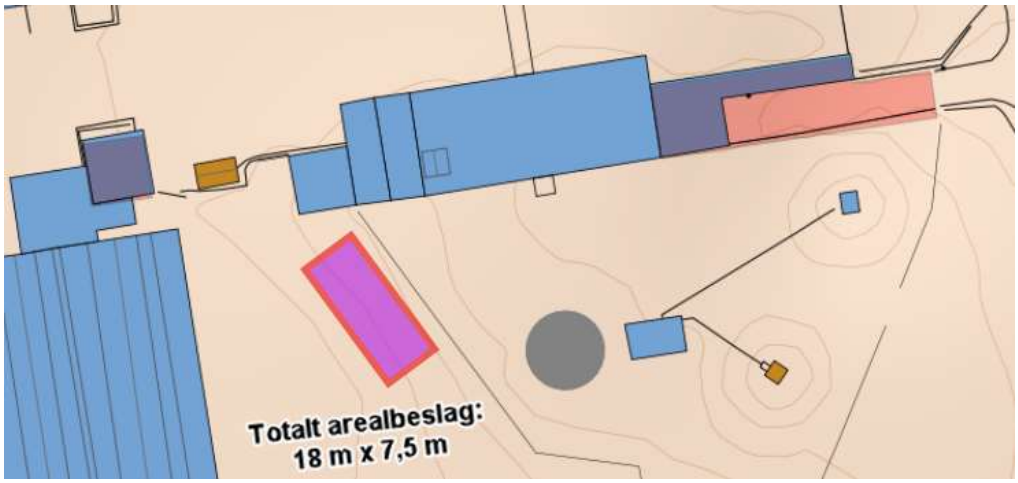
Etablering av ny bygningsmasse
Ved etablering av vakuumstripping ved Hias renseanlegg, vil det være fordelaktig å etablere dette så nært eksisterende Cambi-prosess som mulig. Området sør for det eksisterende bygget som i dag rommer Cambi-prosessen på renseanlegget, ligger innenfor inngjerdet område rundt biogassanlegget. På bakgrunn av det må anlegget flyttes utenfor denne perimeteren, og det foreslås å etablere nytt bygg med vakuumstripping sørvest for eksisterende bygg. For vakuumstrippingen forutsettes det at det etableres et bygg på ca. 7,5 x 18 meter. Høyden på bygget varierer fra 4 til 7 meter, og det kreves også en lagertank for ammoniumsulfat på inntil 12 meters høyde. Bygget vil inneholde vakuumkjøler, ammoniakkgjenvinningsanlegg, samt oppbevaringstanker for svovelsyre og ammoniumsulfat. Figur 10 angir plassering og arealbehov for nytt bygg. Hias IKS må vurdere om det er mulig å utnytte noe av eksisterende bygningsmasse for etablering av deler av utstyret innomhus.

Driftskompleksitet og -sensitivitet
Ved valg av denne prosessen vil Hias renseanlegg få et demonstrasjonsanlegg for videre testing og optimalisering av prosessen. På bakgrunn av lite kunnskap og innsyn i driftsforhold ved prosessen, er det vanskelig for Norconsult å forskuttere prosessens driftssensitivitet. Siden prosessen skal være en integrert del av Cambi-prosessen, kan det antas at driftssensitiviteten vil være noe tilsvarende eksisterende Cambi-prosess på Hias. For dampstripping og -scrubbing forventes en driftssensitivitet tilsvarende som for alternativet med ammoniakkstripping og -scrubbing.

Siden det ikke foreligger noen spesifikk driftserfaring eller testing av prosessen i fullskala, må det påregnes ekstra arbeider i forhold til uforutsette driftsutfordringer. Dette kan kreve at driftspersonell bruker ekstra tid i oppfølgingen. Eventuelt behov for ekstra driftspersonell må vurderes av Hias. Hias vil nødvendigvis støttes av Cambi gjennom igangkjøring og tidlig drift, men tilpasninger og driftsoptimalisering vil uansett kreve ekstra arbeid. Fordelen med prosessen er derimot at den integreres godt i Cambi-prosessen, og at nåværende bemanning med kjennskap til dagens termiske hydrolyseprosess kan ha lettere for å sette seg inn i drift av

vakuumstrippingen, enn andre prosessalternativer. Hias IKS må vurdere ut fra egen kapasitet og kompetanse, om det er riktig å gå inn i enda et FoU-prosjekt på renseanlegget.

Fremtidig utvidelse
Cambi har ikke sagt noe spesifikt vedrørende fremtidig utvidelse av prosessen, men det er noe ledig areal i området ved foreslått plassering av anlegget, som kan utnyttes ved en eventuell utvidelse med en parallell prosesslinje.



Figur 10: Skisse med arealbeslag for vakuumstripping.

2.2.5 ZeeNAMMOX

ZeeNAMMOX er en ny teknologi fra Veolia som kombinerer anammox-prosessen med MABR-teknologi for styring av oksygentilførsel. Forskjellen fra tradisjonell anammox er metoden for kontrollert oksygentilførsel til biokulturen. Ved tradisjonell anammox luftes bassengene ved tilsetting av dispergert luft i reaktorene, mens MABR tilfører luft direkte inn i biofilmen via membranene. MABR er en etablert teknologi, der biofilm vokser på utsiden av en hul membran og luft (oksygen) kan tilføres fra innsiden av membranen. Dette medfører en mer selektiv lufting av biofilmen, og en unngår stort tap av luft til omrøring av reaktorene.

ZeeNAMMOX-prosessen er på utviklings-/teststadiet, og er ikke tilgjengelig på det åpne markedet enda. Det foreligger heller ikke mye spesifikk informasjon om prosessen, men den skal ifølge Veolia redusere arealbehov og vesentlig redusere oksygen- og energibehov, samt lystgassutslipp. Energiforbruket er anslått til 0,35 kWh/kg fjernet nitrogen, noe som tilsvarer ca. 20% av prosessenergibehovet for en tradisjonell anammox-prosess. Et slikt energiforbruk medtar derimot ikke en økning av prosesstemperatur på 10-15°C, som vil være nødvendig ut fra forutsetningene ved Hias renseanlegg. Tilsvarende som for anammox må Hias IKS vurdere om det er mulig å øke driftstemperaturen uten tilførsel av ekstern energi. Lystgassutslippet (N_2O) er antatt redusert til 10-25% av lystgassutslippet (N_2O) til andre prosesser, tilsvarende en midlere utslippsfaktor på 0,35% av omsatt nitrogen. Prosessen kommer slik sett svært gunstig ut og tilsynelatende kan ZeeNAMMOX ha godt potensial for etablering ved Hias renseanlegg.

På bakgrunn av for lite tilgjengelig informasjon om styring, drift og ytelse, er det derimot utfordrende å vurdere ZeeNAMMOX på lik linje med de øvrige prosessene. Dersom ZeeNAMMOX derimot skulle være tilgjengelig ved tidspunkt for anskaffelse av returstrømrensing, kan det være fordelaktig å utarbeide et konkurransegrunnlag på en slik måte at prosessen ikke blir ekskludert.

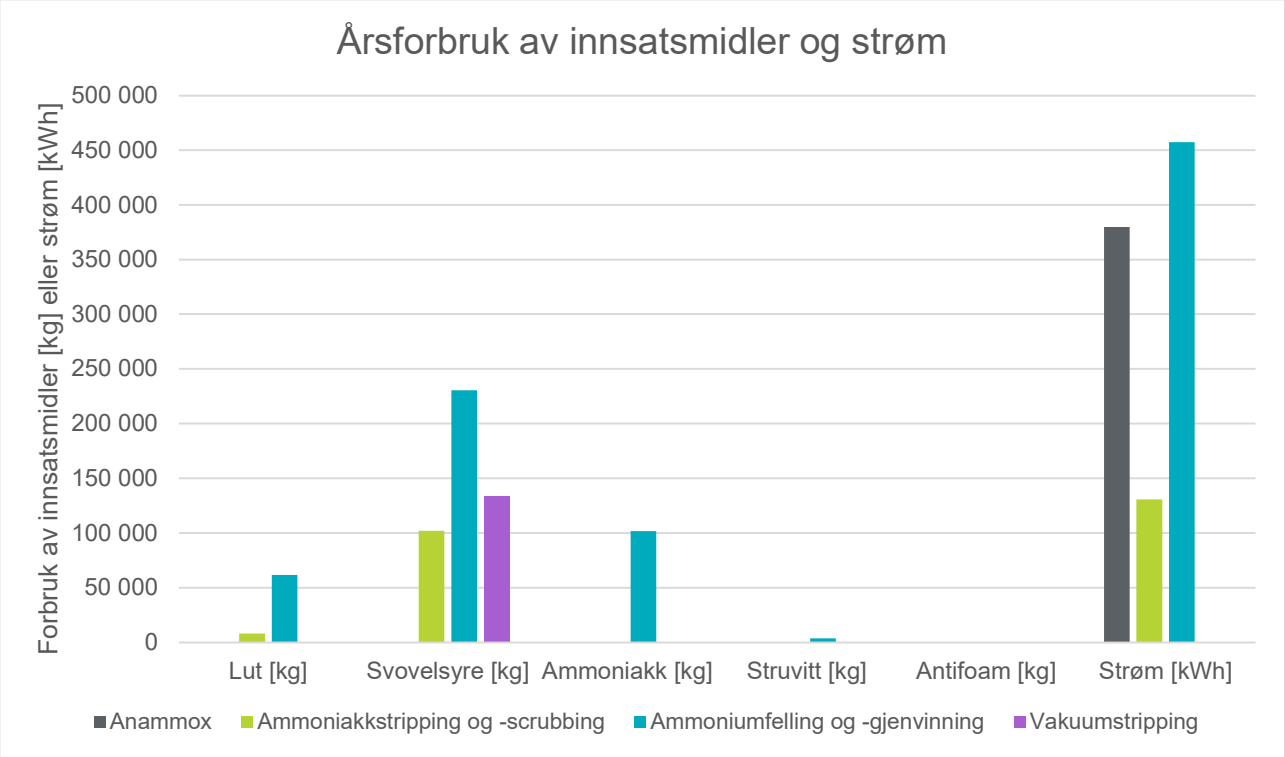
Driftskompleksitet- og sensitivitet
Prosessen baserer seg på anammox, og det kan dermed forventes at driftssensitiviteten til anammox også vil gjelde for ZeeNAMMOX. Det vil si at en må forvente at prosessen er svært sensitiv for varierende belastninger og temperatur. Siden denne prosessen kun er etablert ved et fåtalls anlegg internasjonalt, vil det være minimalt med driftserfaringer Hias IKS kan dra nytte av. Det må derimot forventes at Veolia kan bistå med rådgiving om prosessoptimalisering og drift i en oppstartsfase. Hias IKS har i forbindelse med utvikling av Hias-prosessen etablert et MABR-anlegg på renseanlegget for pilottesting av en annen type renseprosess. Dermed vil driftspersonell ved renseanlegget få noen driftserfaringer med denne teknologien i løpet av de nærmeste årene. På bakgrunn av lite tilgjengelig kunnskap om prosessen er det lite formålstjenlig å si noe mer spesifikt om driftskompleksitet og -sensitivitet på nåværende tidspunkt.

2.3 Oppsummering med nøkkeltall for prosessalternativene

Som supplement til informasjon over er det laget flere tabeller og figurer for å illustrere forskjellene mellom de ulike prosessalternativene. Parametere for de ulike prosessalternativene er oppsummert og sammenlignet i tabeller under. ZeeNAMMOX er ikke medtatt som alternativ her, siden en ikke har tilstrekkelig informasjon om denne teknologien til å sammenligne på lik linje med øvrige teknologier for alle vurderingspunktene. Informasjonen i tabellene baserer seg på informasjon fra de ulike prosess-leverandørene, og som tidligere nevnt er denne informasjonen kvalitetssikret mot tilgjengelig driftserfaring fra norske anlegg der det har vært mulig. Det foreligger ikke noen spesifikk redegjørelse for dette i rapporten, men vurderingen har i hovedsak gått ut på om oppgitte tall er troverdige og dermed om en kunne gå videre med oppgitte tall eller måtte gjøre egne vurderinger. Tabell 2 og Figur 11 viser forbruk av innsatsmidler og energi for de ulike prosessalternativene.

Tabell 2: Sammenligning av nødvendige innsatsmidler og energiforbruk for de ulike prosessalternativene. Alle tall er oppgitt i kg innsatsmiddel per kg ammonium nitrogen (NH_4-N) gjenvunnet/fjernet, med mindre noe annet er angitt. For årsforbruk, angitt i Figur 11, multipliseres tallene med tall for fjernet ammonium nitrogen (NH_4-$N_{fjernet}$) for hvert prosessalternativ jamfør Tabell 4.

Innsatsmidler [kg/kg NH_4-N]	Anammox	Ammoniakk -stripping og -scrubbing	Ammoniumfelling og -gjenvinning	Vakuumstripping
Lut (NaOH)	0	0,2 [35%]	1,6 [50%]	-
Svovelsyre (H_2SO_4) [96%]	-	2,5	6,0	3,65
Ammoniakk (NH_3) [25%]	-	-	2,65	-
Struvitt	-	-	0,09	-
Antifoam	0,004	-	-	-
Energiforbruk	2,0 $kWh_{EL\ til\ prosess}$ + 7,3 $kWh_{EL\ til\ oppvarming}$ = 9,3 $kWh_{EL\ totalt}$	3,2 kWh	11,9 kWh	0 kWh



Figur 11: Stolpediagram som viser årlig forbruk av innsatsmidler og energi for de ulike prosessalternativene.

De ulike prosessalternativene har forskjellig arealbehov. I hvert delkapittel i kapittel 2.2 «Prosessbeskrivelser» er det beskrevet plassering, størrelser, samt en grov beskrivelse av hva som må etableres i byggene. I Tabell 3 er arealbehovet til de ulike prosessalternativene oppsummert.

Tabell 3: Estimert arealbehov for de ulike prosessalternativene. For skisser av plassering, vises det til kapittel 2.2.

Areal	Anammox	Ammoniakkstripping og -scrubbing	Ammoniumfelling og -gjenvinning	Vakuumstripping
Fotavtrykk, totalt	12 m x 20 m	16 m x 5 m	20 m x 15,5 m	18 m x 7,5 m
Høyde	7,5 m	12 m	12 m	5,5 m / 12 m

Hovedformålet med etablering av returstrømrensing ved Hias renseanlegg er å øke den totale nitrogen-fjerningen ved renseanlegget, for å redusere nitrogenbelastningen som slippes videre til Mjøsa. Siden de ulike renseprosessene har ulike renseeffekter, er dette en viktig vurderingsparameter ved valg av type prosess. Dette er spesielt viktig siden det påvirker hvor stor mengde nitrogen som må fjernes i renseanleggets hovedstrøm, via mer tradisjonell nitrogenrensing. Avhengig av teknologivalg for rensing av hovedstrømmen, vil dette også medføre en klimagevinst i form av redusert energiforbruk og arealbehov for nitrogenrensing i hovedstrømmen. En slik effekt er derimot ikke medtatt i denne vurderingen, siden det er knyttet stor usikkerhet til prosessvalg for fremtidig nitrogenrensing, der Hias vurderer ulike alternativer for utvidelse av renseanlegget med nitrogenfjerning. Gjennom vurderingen av de ulike prosessalternativene, kommer vekting av renseeffekten i hovedsak frem gjennom kvantitativ vurdering av klimagassutslipp ved lystgassutslipp (N_2O) og klimagassutslipp/klimagevinst ved ressursgjenvinning. Returstrømrensingens effekt på nødvendig renseeffekt i hovedstrømmen er også medtatt, men i hovedsak kvalitativt. Tabell 4 viser renseeffekt i tillegg til fjernet og videreført ammonium (NH_4^+). Rensegraden i forhold til innløpsmengdene på

Hias renseanlegg varierer fra 7,5% til 8,4% for de ulike prosessalternativene, som angitt i Tabell 4. For den videre utviklingen og etableringen av nitrogenfjerning for hovedstrømmen, er dette en viktig effekt av returstrømrensingen, siden det reduserer mengden nitrogen som må omsettes i hovedstrømmen.

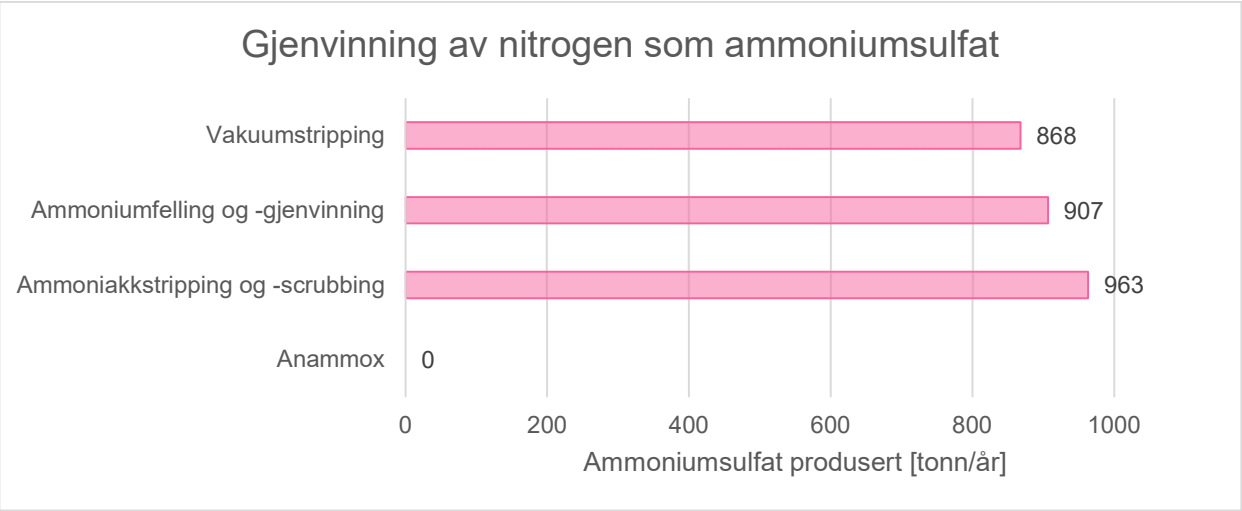
Tabell 4: Renseeffekt og/eller nitrogengjenvinningsgrad for de ulike prosessalternativene. Det er tatt utgangspunkt i en midlere ammoniumtilførsel for returstrømmen på 48 048 kg ammonium nitrogen per år (kg NH_4-N/år) og for innløpet til renseanlegget på 488 tonn total nitrogen per år (tonn TN/år). I tillegg fjernes 0,93% av innløpsmengden i struvittanlegget.

Rense-/ gjenvinningsgrad	Anammox	Ammoniakkstripping og -scrubbing	Ammoniumfelling og -gjenvinning	Vakuumstripping
Rensegrad	85%	85%	80%	70%
NH_4-$N_{fjernet}$ [kg/år]	40 841	40 841	38 439	36 799
NH_4-$N_{videreført}$ [kg/år]	7 207	7 207	9 610	11 249
Rensegrad i forhold til innløpsbelastning til Hias renseanlegg	8,37%	8,37%	7,88%	7,54%

Ressursgjenvinning er et av Hias sine satsningsområder, og derfor er det viktig å medta dette i både kostnads- og miljøvurderingene. For kostnadsaspektet er det medtatt fortjeneste fra salg av ammoniumsulfat for de ulike prosessalternativene som har ressursgjenvinning. For miljøaspektene har det blitt gjort en tilnærming basert på klimagevinst for mengden gjenvunnet nitrogen. Dette omhandles videre i kapittel 5.5 «Effekt av nitrogengjenvinning». Produserte mengder ammoniumsulfat for de ulike prosessalternativene er vist i Tabell 5 og Figur 12.

Tabell 5: Oversikt over mengder ammoniumsulfat som produseres ved gjenvinning av ammonium (NH_4^+).

Produksjon	Anammox	Ammoniakkstripping og -scrubbing	Ammoniumfelling og -gjenvinning	Vakuumstripping
Ammoniumsulfat $(NH_4)_2SO_4$-løsning 40% konsentrasjon	-	963 tonn/år	907 tonn/år	868 tonn/år



Figur 12: Produksjon av ammoniumsulfat for de ulike prosessalternativene.

3 Direkte bruk av hygienisert tynt slam i landbruket

3.1 Regelverk

Den opprinnelige gjødselvareforskriften fra 2003 har vært under revisjon i mange år, og i mars 2024 ble et forslag til revidert forskrift sendt på høring. Høringsfristen gikk ut 20.06.24, det foreligger derfor ingen ny versjon av regelverket som i høringsutkastet er forutsatt å tre i kraft allerede fra 01.01.2025. Etterfølgende informasjon og vurderinger er derfor basert på høringsversjonen av forskriften, som nå foreslås delt i 2 nye forskrifter:

- Forskrift om lagring og bruk av gjødsel mv. (**gjødselbrukforskriften**)
- Forskrift om produksjon, omsetning og import av gjødselvarer av organisk opphav og visse uorganiske gjødselvarer (**gjødselvareforskriften**)

Nedenfor er det listet opp de viktigste endringene som er gjort i de nye forskriftene i forhold til den eksisterende forskriften, og det er bare tatt med de paragrafer som anses å være relevante for bruk av tynt (uavvannet) slam i jordbruket:

Gjødselbrukforskriften

§ 7. Krav til utforming av lager for husdyrgjødsel og annen organisk gjødsel.

Det stilles krav til tette konstruksjoner og at det skal være tak eller annet dekke som begrenser fordamping til luft, men slik at det sørges for ventilering av farlige gasser.

§ 12. Krav til lagerkapasitet.

Denne paragrafen nevner bare husdyrgjødsel, hvor det er krav om minimum 8 måneders lagringskapasitet for flytende gjødsel, men hvis bøndene også skal lagre flytende avløpsslam, vil dette kravet trolig også omfatte avløpsslam.

§ 14. Krav til spredetidspunkt.

Det foreslås her en kraftig innstramming i lengden på den perioden som det er lov å spre organisk gjødsel, hvor dette må skje i perioden 1. mars til 1. september, mens det nå er lov i perioden 15. februar til 1. november. Dette vil sannsynligvis redusere bøndenes interesse for å ta imot avløpsslam, men samtidig er dette en innstramming som det har kommet en rekke kritiske kommentarer til fra høringsinstansene, og det er mulig at dette blir endret i endelig versjon av forskriften.

§ 20. Begrensninger for tilførsel av fosfor på jordbruksareal.

Dette er blitt en veldig detaljert paragraf hvor man enten kan forholde seg til grenseverdier for tilførsel av fosfor, angitt som kg P/daa/år, eller man kan dokumentere balansegjødsling (det tilføres like mye P som det tas ut gjennom avling hvert år). For alle fylker, bortsett fra Rogaland, Troms og Finnmark, er grenseverdien for tilførsler satt til 2,8 kg P/daa/år fram til 2029, for deretter å reduseres til 2,5 kg P/daa/år fram til 2033 og deretter til 2,3 kg P/daa/år. Det gjelder imidlertid noen særregler for avløpsslam som er angitt i § 22, men likevel er det tatt inn en setning i paragraf 20 som sier at “Ved bruk av avløpsslam er det bare plantetilgjengelig fosfor som inngår i beregningen”.

§ 22. Særlige krav til bruk av gjødsel med avløpsslam.

Paragrafen inneholder de «gamle» kravene til hvor det er lov å bruke slam og hvilke karantenebestemmelser som gjelder, bl.a. for sterilisert slam som HIAS leverer til jordbruket. Det nye i forslaget er at avløpsslam ikke

kan spres på jordbruksareal som har en fosforverdi i jorda på P-AL (plantetilgjengelig fosfor) lik 14 eller høyere. Videre angis det at "Ved spredning av gjødsel med avløpsslam på jordbruksareal kan det maksimalt tilføres avløpsslam i mengder som inneholder 25 kg P/daa over en tiårsperiode. Det kan likevel ikke brukes større mengder plantetilgjengelig fosfor enn det som tilsvarer maksimal tillatt fosfortilførsel etter § 20".

§ 24. Tillatt bruksmengde av gjødselvarer ut fra tungmetallinnhold.

Ved bruk av gjødselvarer med lavt fosforinnhold vil det fortsatt gjelde grenseverdier for hvor store mengder man kan tilføre jordarealer i løpet av en ti-årsperiode, og her gjelder de samme grenseverdiene som i eksisterende regelverk for tillatte mengder i tonn TS/daa/10 år, avhengig av hvilken tungmetallklasse som gjødselvaren tilhører.

§ 25. Særlige bestemmelser om bruk av gjødselvarer på dyrket jord ut fra tungmetallinnhold i jorda.

Denne paragrafen kan være aktuell siden Hedmark har en del jordbruksarealer som har et naturlig høyt tungmetallinnhold pga. alunskifer i grunnen.

Gjødselvareforskriften

§ 21. Tungmetall.

Det er gjort noen få endringer i grenseverdiene for tungmetallinnhold i gjødselvarer, og arsen har kommet inn på listen over stoffer som skal reguleres.

§ 24. Særlige grenseverdier for innhold av organiske miljøgifter i råslam.

Det er foreslått grenseverdier for tre organiske miljøgifter, men grenseverdiene er relatert til innholdet i råslam og ikke i ferdig stabilisert og hygienisert slam. Stoffene det gjelder er: DEHP, sum av PFOS og PFOA, samt PCB 7.

3.2 Tap av lystgass og ammoniakk ved lagring og spredning

Det er gjort søk på Google Scholar og i Svenskt Vatten sitt rapportarkiv for å finne data om tap av lystgass og ammoniakk ved lagring og spredning av utråtnet slam, da vi ikke er kjent med at det er gjort målinger eller beregninger ved norske avløpsrenseanlegg eller biogassanlegg.

Resultatet av søket viser at det finnes en rekke publikasjoner som omhandler tap fra ulike typer ubehandlet husdyrgjødsel og også noe fra biorest (råtnerest), basert på husdyrgjødsel og husdyrgjødsel + matavfall, men lite for biorest fra anaerob stabilisering av avløpsslam. I Tabell 6 er det sammenstilt spesifikke utslippsverdier som er basert på biorest med utgangspunkt i matavfall og husdyrgjødsel.

Tabell 6: Spesifikke utslippsverdier for ammoniakk og lystgass ved lagring og spredning av flytende biorest fra matavfall og husdyrgjødsel. Tilsvarende tall for biorest fra utråtning av avløpsslam er ikke funnet i litteraturen.

Utslippspunkt	Typiske variasjonsområder			
	Ammoniakk (NH_3)		Lystgass (N_2O)	
	kg/tonn TS	% av NH_4-N	kg/tonn TS	% av Tot-N
Lagring med dekke	-	2 - 7	-	0,05 - 1
Lagring uten dekke	-	8 - 18	-	0,05 - 1
Spredning	3 - 13,3	5 - 40	0,5 – 1,6	0,1 - 2

3.3 Praktiske og miljømessige konsekvenser

Den viktigste praktiske konsekvensen av dette alternativet er behovet for store volumer for lagring av bioresten, slik at man kan tilfredsstille kravet om 8 måneders lagringskapasitet i den nye gjødselbruk-forskriften. Med bakgrunn i underlag fra Hias IKS legges det til grunn en midlere slamproduksjon ut fra råtnetankene på 1 800 kg tørrstoff per år (kg TS/år). Det tilsvarer en mengde tynt slam i middeldøgnet på ca. 77 m^3/d), ved tørrstoffinnhold på 6,4 %. Ved behov for lagring i 8 måneder tilsier dette et lagringsvolum på ca. 13 500 m^3, når Hias forutsetter at 70 % av bioresten skal kunne gå direkte til landbruket og 30 % til avvanning, samt struvittproduksjon fra rejektvannet. For ikke å gi for store økonomiske og miljømessige konsekvenser i forbindelse med transport, må lagringsvolumene ligge nær både renseanlegget og spredearealene. Hias forutsetter at de selv inngår avtale med aktuelle septikrenovatørfirma for henting og transport av tynt slam (bioresten) fra renseanlegget til gårdbrukerne. Det er Hias som dekker transportkostnadene. I tillegg er det lagt til grunn at Hias etablerer en isolert tank med volum ca. 200 m^3 for mellomlagring av biorest før transport ut til gårdbrukerne. Det forutsettes at gårdbrukerne selv har tilstrekkelige lagringsvolumer for oppbevaring av bioresten.

For å beregne nødvendige spredearealer som Hias må ha tilgang til, via etablerte avtaler med bønder, er det lagt til grunn følgende forutsetninger, i tillegg til slammengder og tørrstoffinnhold over:

- Innhold av total fosfor (TP) i bioresten: 28 g P/kg TS (forholdstallet er basert på kun én analyse av uavvannet biorest)
- Innhold av total nitrogen (TN) i bioresten: 85 g N/kg TS (forholdstallet er basert på kun én analyse av uavvannet biorest)
- Tillatt mengde fosfor tilført dyrkingsarealer: 2,5 kg P/daa/år (forutsetter at det er kravet til tilførsel av totalfosfor som gjelder (§ 22) og ikke det som står om bruk av plantetilgjengelig fosfor for avløpsslam i § 20 i forslaget til ny gjødselbrukforskrift).

Mengde total fosfor (TP) i biorest til landbruket: 35 280 kg TP/år.
Mengde total nitrogen (TN) i biorest til landbruket: 107 100 kg TN/år.
Mengde tørrstoff i biorest til landbruket: 1 260 tonn TS/år.

Nødvendig arealbehov blir dermed 14 120 dekar.

For sammenligning har vi beregnet nødvendig spredningsareal basert på nåværende gjødselvareforskrift som bare har krav knyttet til tørrstoffmengdene som kan tilføres dyrkingsarealer, basert på tungmetall-innholdet i bioresten. Med en biorest i tungmetallklasse II (som vi antar er aktuell her), er det tillatt med en tørrstofftilførsel på 0,2 tonn TS/daa/år (2 tonn TS/daa/10 år). Dette ville gitt et arealbehov på 6 300 dekar, og det vil derfor være fosforinnholdet som setter føringer for arealbehov til spredning.

<u>Beregning for lystgassutslipp</u>
Tall for lystgassutslipp ved lagring og spredning av tynt slam er lite dokumentert og tilknyttet stor usikkerhet. Det finnes også lite underlag for lystgassutslipp fra avvannet slam. Ut fra dette er det lagt til grunn at mengden lystgassutslipp for lagring og spredning av avvannet slam er tilsvarende som ved lagring og spredning av tynt slam. På bakgrunn av dette vurderes det som lite formålstjenlig å utføre beregninger for lystgassutslipp for tynt slam i forhold til avvannet slam, siden dette må antas å være tilsvarende i nåværende og fremtidig situasjon. Lystgassutslipp for lagring og spredning av slam blir derfor ikke medtatt i klimagassvurderingene, siden dette forutsettes uendret uavhengig av valg av prosessalternativ.

Fremtidig avvanning av slam

Ved utkjøring av tynt slam til landbruket, reduseres slammengden til avvanning med 1 260 tonn tørrstoff per år (tonn TS/år), og dette medfører en tilsvarende reduksjon av polymer- og energiforbruket ved avvanningen. Det er vurdert at polymerforbruket til avvanning vil reduseres med 11 340 kg polymer per år (kg polymer/år) og energiforbruket til avvanning vil reduseres med 44 100 kWh per år (kWh/år). Dette legges inn i kalkylene for kostnader og klimagassutslipp som besparelser for dette alternativet.

Slamtransport

For vurdering av kostnader og klimagassutslipp relatert til transport av tynt slam må det hensyntas både nåværende og fremtidig slamproduksjon. For nåværende slamproduksjon legges det til grunn at slammet avvannes til 34% tørrstoff (TS). For fremtidig slamproduksjon vil mengden avvannet slam reduseres til 30% av dagens mengde, mens øvrig slam skal transporteres som tynt slam med 6,4% tørrstoffinnhold (TS). I dagens situasjon transporteres 5 300 m^3 tørrslam per år. I fremtiden skal det transporteres 19 700 m^3 tynt slam per år og 1 600 m^3 tørrslam per år. Total endring av utkjørt slam vil være 16 000 m^3 slam per år.

4 Kostnadsvurderinger

4.1 Enhetspriser

Ved vurdering av kostnader er det forutsatt enhetspriser i henhold til Tabell 7. Disse enhetsprisene er basert på erfaringstall og innkommen informasjon fra leverandører av enkelte av prosessanleggene. Kun leverandør av ammoniumfelling og -gjenvinning har oppgitt driftskostnader (OPEX). For øvrige alternativer er driftskostnader (OPEX) estimert tilsvarende, og det er dermed benyttet samme enhetspriser for alle alternativer, slik at prosessene er sammenlignbare.

Tabell 7: Forutsatte enhetspriser for ulike innsatsmidler, energi og transport.

	Enhetspris
Lut (NaOH)	6,9 kr/kg
Svovelsyre (H_2SO_4)	4,0 kr/kg
Ammoniakk (NH_3)	4,8 kr/kg
Antifoam	35 kr/kg
Struvitt, produksjonskostnad	30 kr/kg
Strøm	1,3 kr/kWh
Polymer	50 kr/kg
Salgspris for ammoniumsulfat (40% løsning)	400 kr/tonn
Utkjøring tynt slam	300 kr/m^3 slam
Utkjøring tørrslam	100 kr/m^3 slam

Markedsvurdering for ammoniumsulfat

VEAS produserer ammoniumsulfat ved sitt renseanlegg, og i forbindelse med vurdering av muligheter for salg av ammoniumsulfat fra Hias er det medtatt noen erfaringer fra VEAS. Salgspris for ammoniumsulfat kan variere stort ut fra hvilket marked produktet selges til, både i forhold til ulike land og ulike bransjer. VEAS selger i dag ammoniumsulfat til Norge, Sverige, Danmark og Storbritannia via en samarbeidspartner som administrerer salget, noe som har gitt tilgang på et større salgsnettverk. For Hias vil det være fornuftig med en noe lignende strategi. Eksakte priser for salg av ammoniumsulfat er ikke avdekket, men ut fra innhentede erfaringer kan det salgsprisen variere mellom ca. 150 til 1500 kr/tonn. For et rent norsk marked er det trolig vanskelig å oppnå høyere priser enn 750 kr/tonn. Ulempen for Hias IKS er at aktuelle kunder vet at anlegget har et kontinuerlig behov for salg av ammoniumsulfat, siden store lagringsvolumer ikke foreligger. Dette kan ha en prisdrivende konsekvens, og dempe prisen på produktet. Det er viktig å tydeliggjøre at salg av ammoniumsulfat ikke vil finansiere et slikt anlegg, da en må forutsette at produksjonskostnaden er høyere enn salgsprisen. Salgsprisen som er benyttet i kostnadsvurderingen er satt til 400 kr/tonn basert på en antatt salgspris for ammoniumsulfat på 300-500 kr/tonn. En slik pris vurderes som oppnåelig for salg fra Hias IKS.

Vedørende markedssituasjonen er VEAS med i et samarbeid med en gjødselprodusent og kjemikalieleverandør om utredning av hva som skal til for å etablere et bredere kundegrunnlag i Norge. Utredningen baserer seg på hvilke statlige strategier som kan øke fortjenesten ved ammoniumsulfat-produksjon for renseanlegg, og samtidig stimulere til bruk av ammoniumsulfat i jordbruket. Avhengig av hvordan denne prosessen går fremover, kan dette på sikt bedre markedssituasjonen for ammoniumsulfat i Norge.

4.2 Kostnader

Driftskostnader for de ulike prosessalternativene inkluderer kostnad ved innkjøp av innsatsmidler, forbruk av strøm og transport av tynt slam. I tillegg er det medtatt fortjeneste ved salg av ammoniumsulfat. Det er ikke medtatt kostnader til personell for drift av anleggene. Driftskostnadene er oppsummert i Tabell 8.

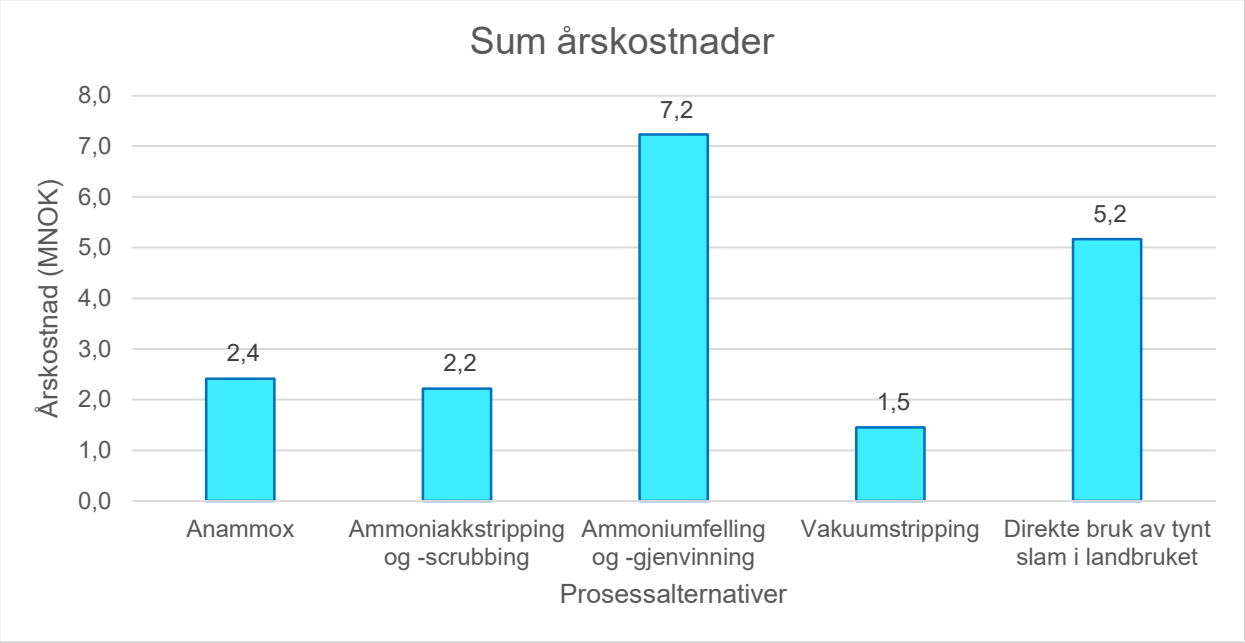
Tabell 8: Sammenstilling av driftskostnader for de ulike prosessalternativene. Kostnadene er oppgitt i hele 1000 kr. ekskl. mva., og basert på premissene ovenfor. Det er medtatt en kostnad relativt til mengde nitrogen fjernet for prosessalternativene, både med og uten salgsinntekter inkludert.

	Anammox	Ammoniakk -stripping og -scrubbing	Ammonium -felling og -gjenvinning	Vakuum-stripping	Direkte bruk av tynt slam
Driftskostnad	500	635	2 539	538	4 915
Innsatsmidler	6	465	1 944	538	– 567
Strøm	494	170	595	0	– 58
Transport	0	0	0	0	5 540
Salg av ammoniumsulfat	-	-289	-272	-261	-
Sum av driftskostnader	500	346	2 267	277	4 915
Kostnad for fjerning av én kg nitrogen [kr/kg N fjernet]	12,23	15,54	66,05	14,60	133,6
Kostnad for fjerning av én kg nitrogen inkl. salgsinntekt [kr/kg N fjernet]	12,23	6,11	56,62	5,17	133,6

Tabell 9 viser sammenstilling av kostnader for etablering og drift av de ulike prosessene, og videre er det gjort en nåverdi- og årskostnadsberegning basert på dette. Årskostnadene for de ulike prosessalternativene er gitt i Figur 13. Det er tatt utgangspunkt i en diskonteringsrente på 4%, basert på Norsk SWAP 5 år og tillegg på 0,5%. Det er forutsatt at maskininstallasjoner har en økonomisk levetid på 20 år, mens konstruksjon har en økonomisk levetid på 40 år. I tillegg er det for alternativet med direkte bruk av tynt slam medtatt kostnad for etablering av en mellomlagringstank inkl. røropplegg og utstyr som bør etableres ved Hias renseanlegg slik at de har noe buffervolum. For mellomlagringstanken er det forutsatt en økonomisk levetid på 40 år. For vurdering av kostnader er det kun lagt til grunn mengden nitrogen som fjernes i hver av prosessene, og mengden nitrogen fjernet i struvittanlegget er dermed ikke medtatt.

Tabell 9: Sammenligning av etableringskostnader og driftskostnader for de ulike prosessalternativene. Etableringskostnadene er oppgitt i millioner kr ekskl. mva (MNOK), mens driftskostnadene er angitt i MNOK/år. Kostnadene er basert på premissene ovenfor.

	Anammox	Ammoniakk -stripping og -scrubbing	Ammonium -felling og -gjenvinning	Vakuum-stripping	Direkte bruk av tynt slam
Etableringskostnad maskin	22,7 ± 5,7	24,0 ± 6,0	58,0 ± 14,5	12,5 ± 2,5	-
Etableringskostnad bygg	4,8 ± 1,0	4,0 ± 0,8	15,5 ± 3,1	6,8 ± 1,4	5,0
Sum av driftskostnader	0,50	0,35	2,27	0,28	4,92
Nåverdi [MNOK]	**46,7**	**42,4**	**139,2**	**27,8**	**102,1**
Årskostnad [MNOK/år]	**2,4**	**2,2**	**7,2**	**1,5**	**5,2**
Kostnad for fjerning av én kg nitrogen [kr/kg N fjernet]	59,1	54,3	188,0	39,4	140,4



Figur 13: Stolpediagram for fremstilling av årskostnader oppgitt i millioner kroner for de ulike alternativene.

5 Klimagassberegning

Som en del av utredningen av ulike alternativer for nitrogenrensing er det gjennomført en overordnet klimagassberegning. Dette har som formål å sammenligne alternativene med hensyn på klimagassutslipp. Vurderingen identifiserer de største bidragsyterne til klimagassutslipp, samt påpeker fokusområder for utslippsreduserende tiltak. Videre følger en beskrivelse av kvantifiserte klimagassutslipp for de fire alternativene.

Miljøpåvirkning er vurdert etter bidrag til global oppvarming, men det finnes andre miljøpåvirkninger det kan vektes etter. Dette er for eksempel potensialet for nedbryting av ozonlaget, forsuring av jord og grunnvann, overgjødsling og utarming av abiotiske ressurser. Disse er ikke vurdert i rapporten.

Metodikken som er benyttet bygger på livsløpsanalyser i Norsk vann sitt verktøy for klimagassberegninger, NS3720 Metode for klimagassberegninger for bygninger, samt øvrige prinsipper for klimagassberegninger. Beregnede klimagassutslipp oppgis med enhet CO_2-ekvivalenter, forkortet CO_2e (Standard Norge, 2018). Enheten vekter utslipp av forskjellige klimagasser til den globale oppvarmingseffekten som utslipp av 1 tonn CO_2 vil ha i løpet av 100 år.

Klimagassberegningene i skisseprosjektfasen er gjennomført på et overordnet nivå. Fokuset for beregningene i denne fasen er å få oversikt over utslippsnivå. Det er derfor sannsynlig at resultatene fra en mer detaljert beregning vil gi et høyere klimagassutslipp enn det som presenteres i denne rapporten.

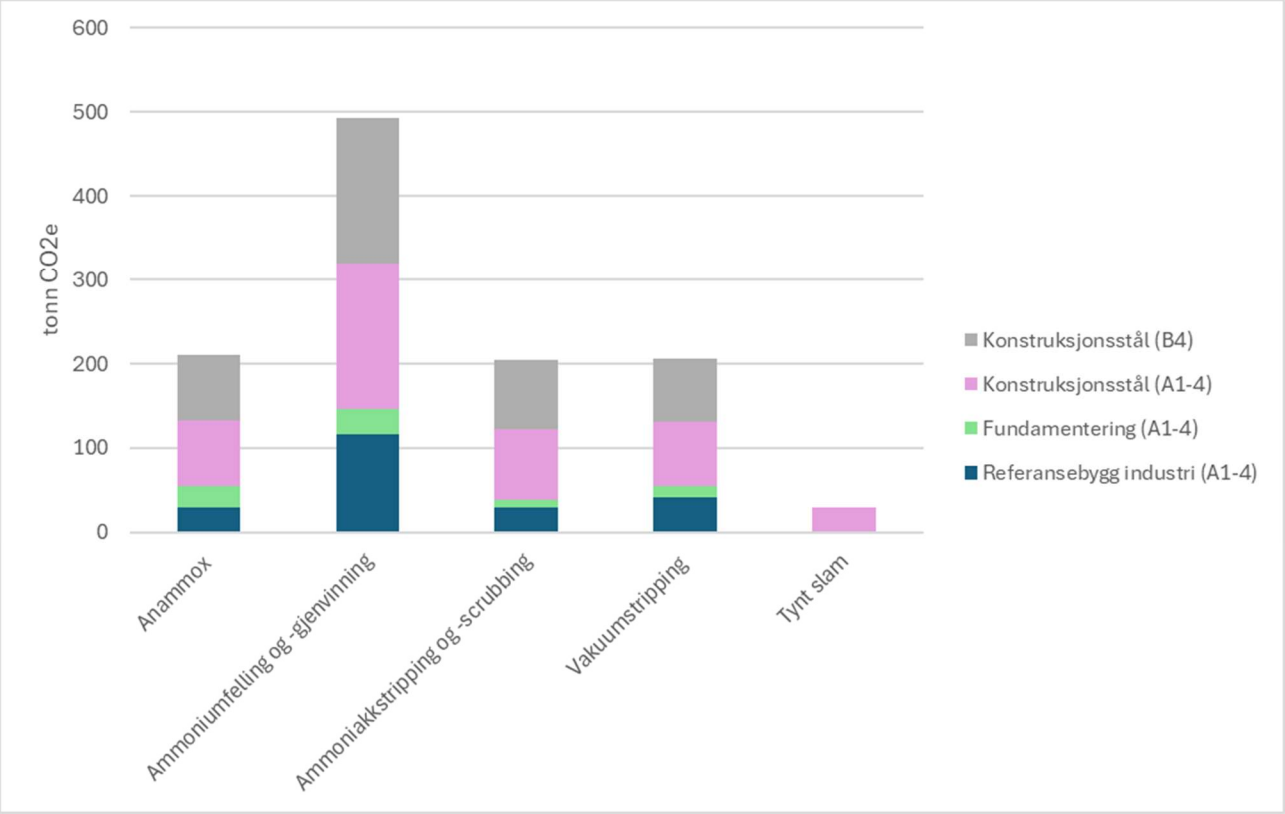
Analyseperioden for beregningen er satt til 40 år, fra 2028 til 2068. Bygninger som føres opp har en antatt levetid på 40 år, mens det prosesstekniske har en antatt levetid på 20 år. Dette medfører utskiftning én gang i løpet av analyseperioden. Klimagassberegningen inkluderer klimagassutslipp fra materialproduksjon og materialtransport til anleggsplassen (livsløpsfase A1-A4), samt utslipp fra drift av anleggene (livsløpsfase B1, B4, B6 og B8) i henhold til standarden NS-EN 15978 (Standard Norge, 2011). Klimagassutslipp fra anleggsgjennomføring, som i hovedsak består av utslipp fra dieselforbrenning, er ikke tallfestet i skisseprosjektet. Dette utslippet avhenger i stor grad av valg som tas i senere faser. De ulike livsløpsfasene inkludert i beregningene er illustrert i Figur 14.

Produktstadiet			Gjennom-førings-stadiet		Bruksstadiet								Livsløpets slutt				Konsekvenser utover systemgrensen
A1	A2	A3	A4	A5	B1	*B2*	*B3*	B4	*B5*	B6	*B7*	B8	C1	C2	C3	C4	*D*
Råvarer	Transport	Produksjon	Transport	Anlegg-, bygge- og monteringsarbeid	Bruk	Vedlikehold	Reparasjon	Utskiftning	Ombygging	Energibruk i drift	Vannforbruk i drift	Transport i drift	Riving	Transport	Avfallsbehandling	Avhending	*Material- og energigjenvinning og ombruk av materialer og eksport av egenprodusert energi*
X	X	X	X		X			X		X		X					

Figur 14: Livsløpsfaser fra NS 3720:2018 Metode for klimagassberegninger for bygninger. Livsløpsfaser som er inkludert i beregningene er markert grønne.

5.1 Materialforbruk (A1-A4 og B4)

Klimagassutslippet fra bruk av materialer ved oppføring av de ulike alternativene for nitrogenrensing er vist i Figur 15. Beregningene er basert på arealene gitt i Tabell 3. Utslippet for industribyggene er beregnet av DFØs verktøy for klimagassberegning (DFØ, 2023). Videre er utslippet til betong og stål beregnet med utslippsfaktorer hentet fra Norsk Betongforening publikasjon 37 og VegLCA v.5.14B (Norsk Betongforening, 2024; Statens vegvesen, 2024).



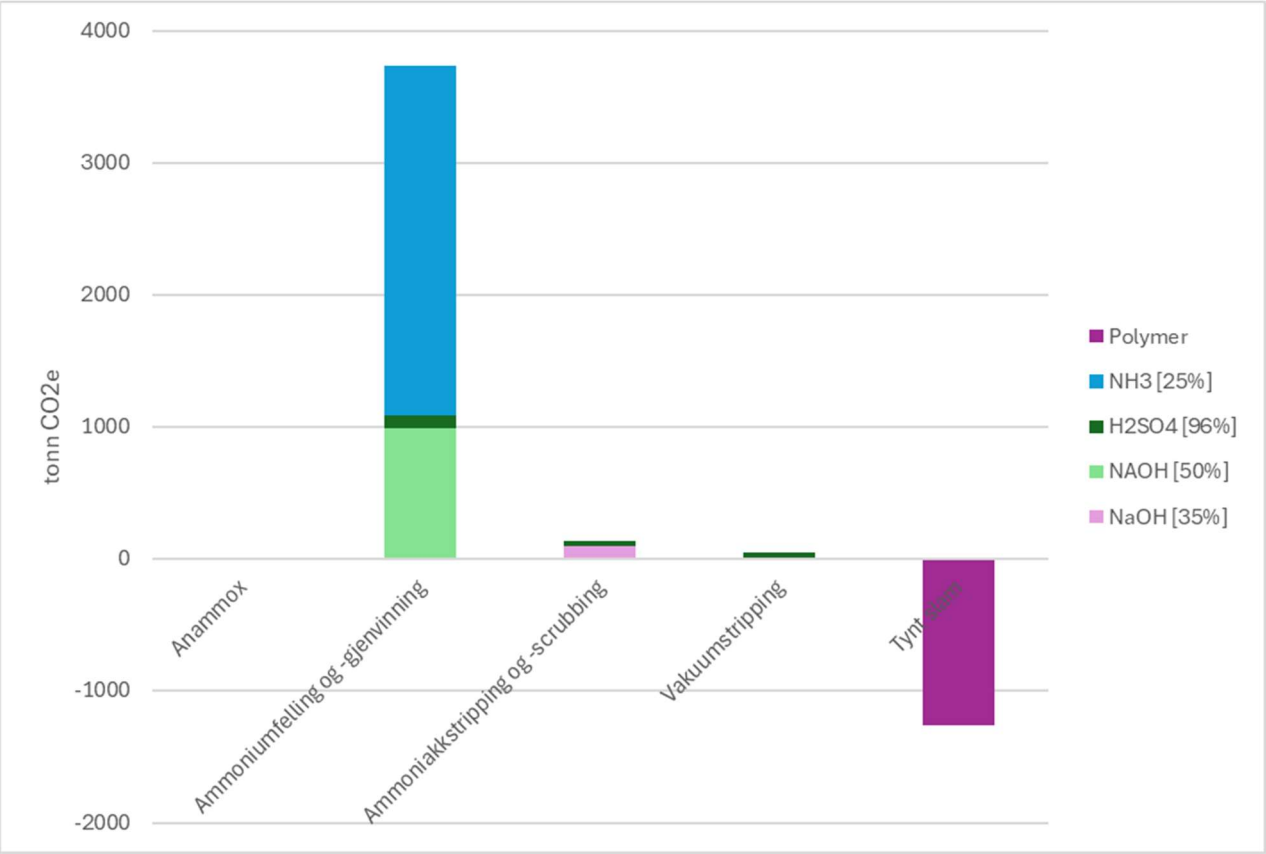
Figur 15: Klimagassutslippet knyttet til materialforbruk.

Figur 15 viser at konstruksjonsstål er den største bidragsyteren til utslipp for samtlige prosesser, og at prosessen ammoniumfelling og -gjenvinning gir det høyeste utslippet for materialforbruk. Dette er som følge av et behov for en større mengde stål enn de andre prosessene. Analyseperioden på 40 år gir en utskiftning av det prosesstekniske, da det har en antatt levetid på 20 år, og gir med det en betraktelig mengde stål. Høykvalitetsstål har en høy utslippsfaktor, og samlet gir dette et høyt utslipp av klimagass.

Da stål representerer et betraktelig bidrag til utslipp, er det et naturlig fokusområde for utslippsreduserende tiltak. Bruk av resirkulert konstruksjonsstål og optimalisering med hensyn på materialforbruk vil bidra til reduksjon av klimagassutslipp. For betongen, presentert i grønn i Figur 15, vil et utslippsreduserende tiltak være å benytte en bedre lavkarbonklasse. Lavkarbonklasse B er lagt til grunn i beregningene, men bruk av lavkarbonklasse A eller Ekstrem vil redusere denne utslippsposten.

5.2 Forbruk av kjemikalier og utslipp av lystgass (B1)

Det vil være forskjell i bruk av innsatsmidler for de ulike rensealternativene, hvor type og mengde er gitt i Tabell 2. Klimagassutslippet til dette er gitt i Figur 16. Utslippsfaktorene lagt til grunn for beregningene er hentet fra Norsk vanns klimakalkulator, i tillegg til litteratursøk for utslippsfaktorene tilhørende produksjon av ammoniakk. Ammoniumfelling- og gjenvinning er den prosessen som i høyest grad er avhengig av innsatsmidler, noe som gjenspeiles i utslipp. For bruk av hygienisert slam vil det være en reduksjon i polymerforbruket, beskrevet i kapittel 3.3, derav et negativt klimagassutslipp.



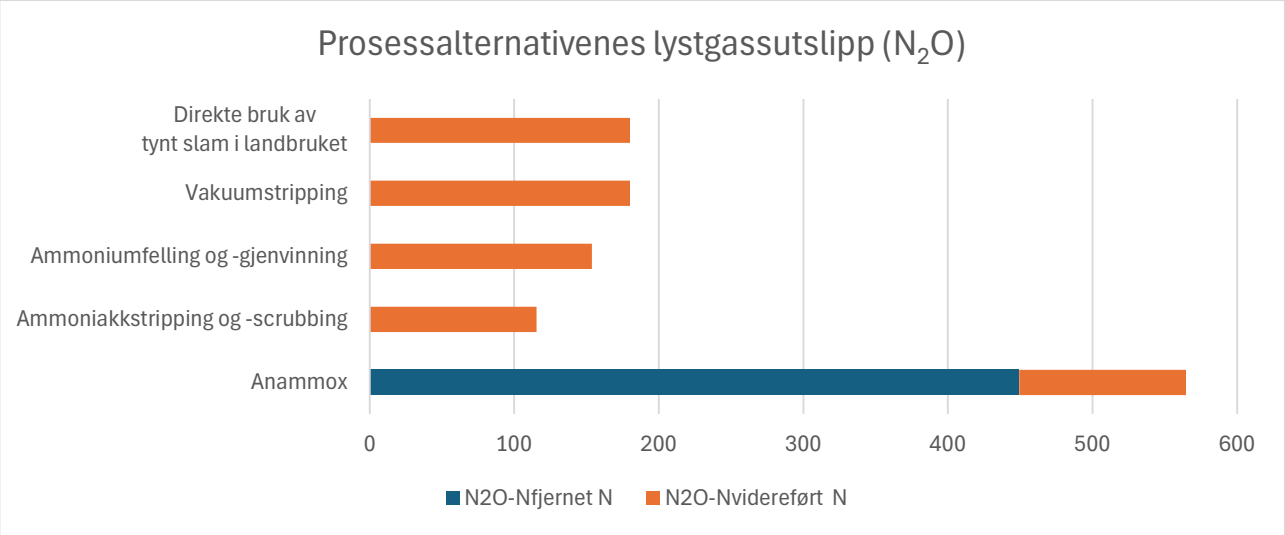
Figur 16: Klimagassutslippet knyttet til innsatsmidler i driften (B1).

Lystgass (N_2O) er en svært potent klimagass som blant annet dannes ved biologisk nitrogenfjerning, og regnes i nyere tid som en av hovedkildene av klimagassutslipp fra renseanlegg. Lystgass (N_2O) har et høyt globalt oppvarmingspotensial, henholdsvis 300 ganger mer enn CO_2 (IPCC, 2023). Ved vurdering av klimafotavtrykket til de ulike prosessalternativene er derfor lystgassutslipp (N_2O) en vesentlig post som må medtas i vurderingen. Tabell 10 viser de ulike kildene til lystgassutslipp (N_2O) som er medtatt i vurderingen, samt det totale utslippet. Det er medtatt lystgassutslipp (N_2O) fra hver prosess, samt lystgassutslipp (N_2O) for den videreførte mengden som tilbakeføres til renseanlegget. For delmengden som tilbakeføres til hovedstrømmen til renseanlegget er det lagt til grunn en utslippsfaktor tilsvarende bransjesnitt for renseanlegg. Avhengig av hvilke prosesser som benyttes på Hias renseanlegg i fremtiden kan dette medføre en under- eller overestimering av lystgassutslipp (N_2O) for dette punktet. For oversikt over lystgassutslipp (N_2O) for Hias renseanlegg og deres prosesser bør det startes et testregime for overvåkning av lystgassutslipp (N_2O), spesielt på grunn av at Hias-prosessen ikke er representert ved nåværende forskning

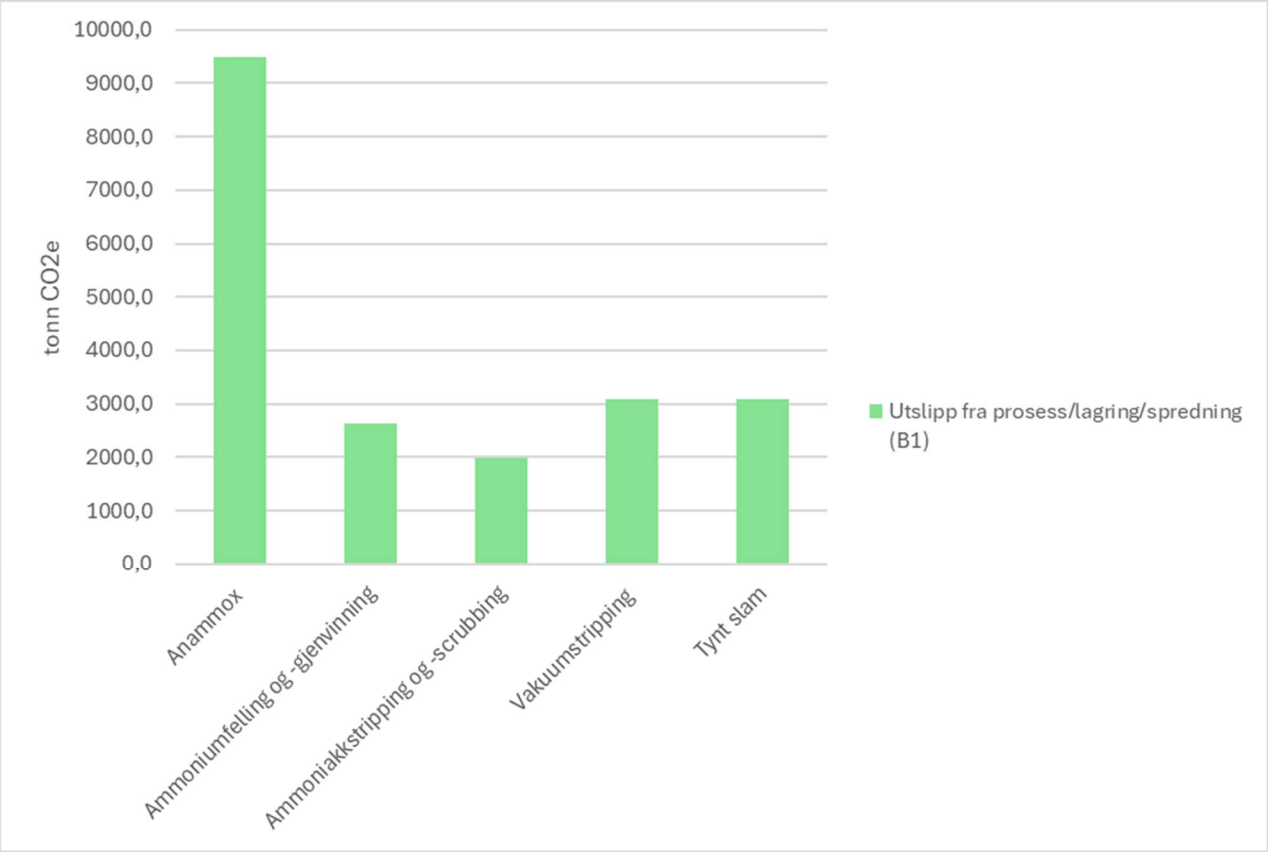
på lystgassutslipp (N_2O) i renseanlegg. Klimagassutslippet forbundet med lystgassutslippet (N_2O) er videre vist i Figur 18.

Tabell 10: Forventede lystgassutslipp (N_2O) for de ulike prosessalternativene. Det er vurdert både det lystgassutslippet (N_2O) som dannes i prosessen og det som dannes i renseanlegget ut fra videreført (ikke-fjernet) ammonium nitrogen (NH_4-N) i rejektvannet. For anammox er det benyttet en utslippsfaktor 1,1% av mengden fjernet ammonium nitrogen (NH_4-N) (Hiis et al., 2018) og for renseanlegget totalt benyttes en utslippsfaktor på 1,6% av mengden videreført ammonium nitrogen (NH_4-N) til innløpet (Song et al., 2024). Figur 17 illustrerer disse verdiene.

Utslipp	Anammox	Ammoniakkstripping og -scrubbing	Ammoniumfelling og -gjenvinning	Vakuum-stripping	Tynt slam
N_2O-$N_{fjernet\ N}$	449,3 kg/år	-	-	-	
N_2O-$N_{videreført\ N}$	115,3 kg/år	115,3 kg/år	153,8 kg/år	180,0 kg/år	180,0 kg/år
N_2O-N_{totalt}	**564,6 kg/år**	**115,3 kg/år**	**153,8 kg/år**	**180,0 kg/år**	**180,0 kg/år**



Figur 17: Stolpediagram som viser de ulike prosessalternativenes lystgassutslipp (N_2O), som angitt i Tabell 10.

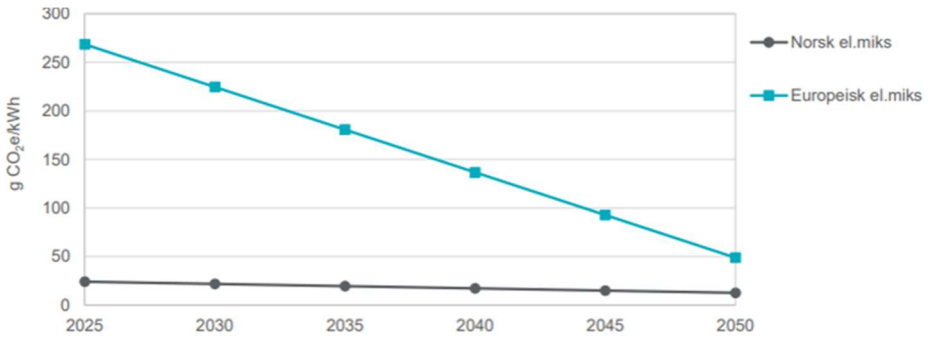


Figur 18: Klimagassutslipp knyttet til utslipp av lystgass (N_2O) (B1).

Lystgass (N_2O) er en betraktelig bidragsyter til klimagassutslipp for samtlige prosesser. Anammox-prosessen innebærer høyest utslipp av lystgass. Lystgassutslipp fra lagring og spredning av slam er ikke medtatt i vurderingen, siden dette lystgassutslippet forutsettes uendret fra dagens til fremtidig situasjon uavhengig av prosessvalg.

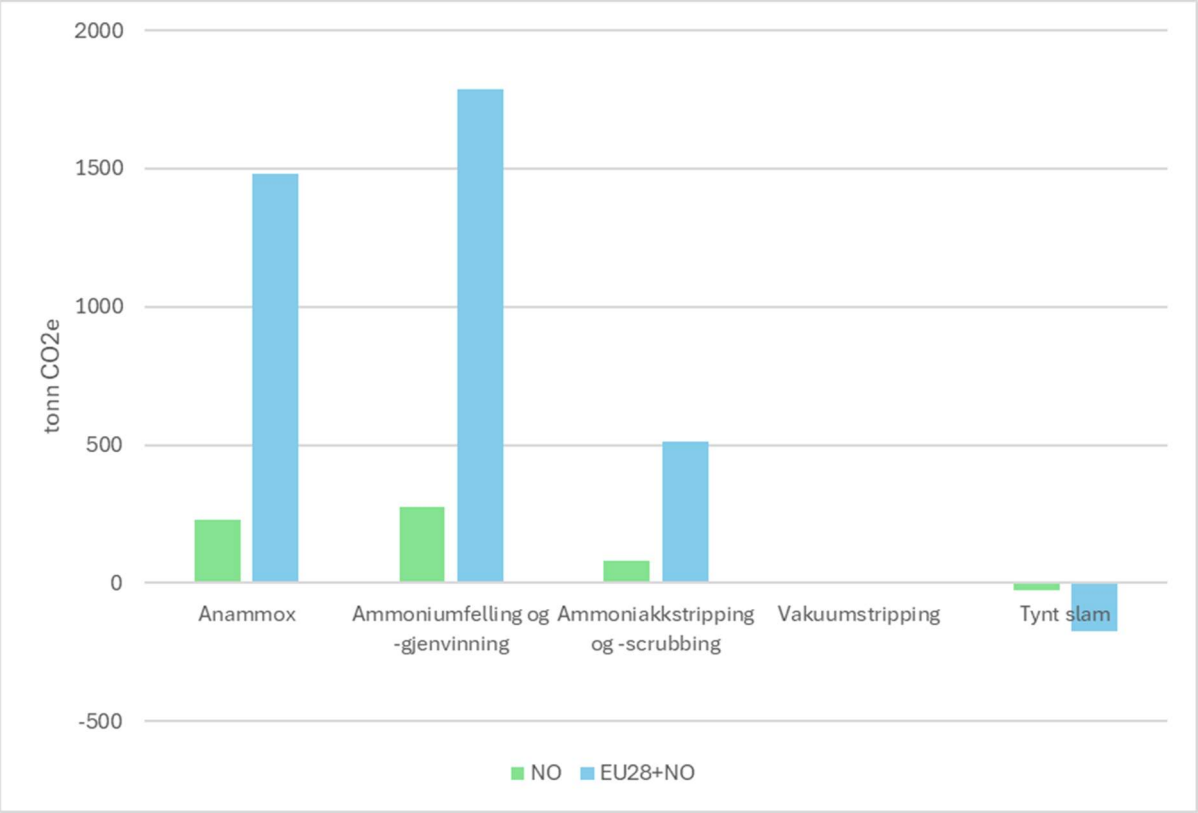
5.3 Energiforbruk i drift (B6)

Det er gjennomført klimagassberegninger for både norsk og europeisk elektrisitetsmiks, i henhold til NS 3720 Metode for klimagassberegninger for bygninger (Standard Norge, 2018). Hvilken utslippsfaktor som legges til grunn for elektrisiteten som benyttes kan potensielt påvirke resultatene i stor grad. Siden det antas at elektrisitetsmiksen gradvis blir mindre klimagassintensiv i årene framover benyttes det et gjennomsnitt i beregningen. Utviklingen i utslippsfaktoren for elektrisitet over tid er vist i Figur 19. For norsk elektrisitetsmiks er gjennomsnittsutslippet for perioden 2028-2068 satt til 15 gCO_2e/kWh, sammenlignet med 98 gCO_2e/kWh for europeisk elektrisitetsmiks (Standard Norge, 2018).



Figur 19: Utvikling i klimagassutslipp for elektrisitet over tid, vist for norsk og europeisk elektrisitetsmiks.

Energiforbruket til de ulike renseprosessene er gitt i Tabell 2, og er lagt til grunn i beregningene. Utslippet som følge av energibruk etter norsk og europeisk elektrisitetsmiks er presentert i Figur 20.



Figur 20: Klimagassutslippet knyttet til energiforbruket i drift (B6).

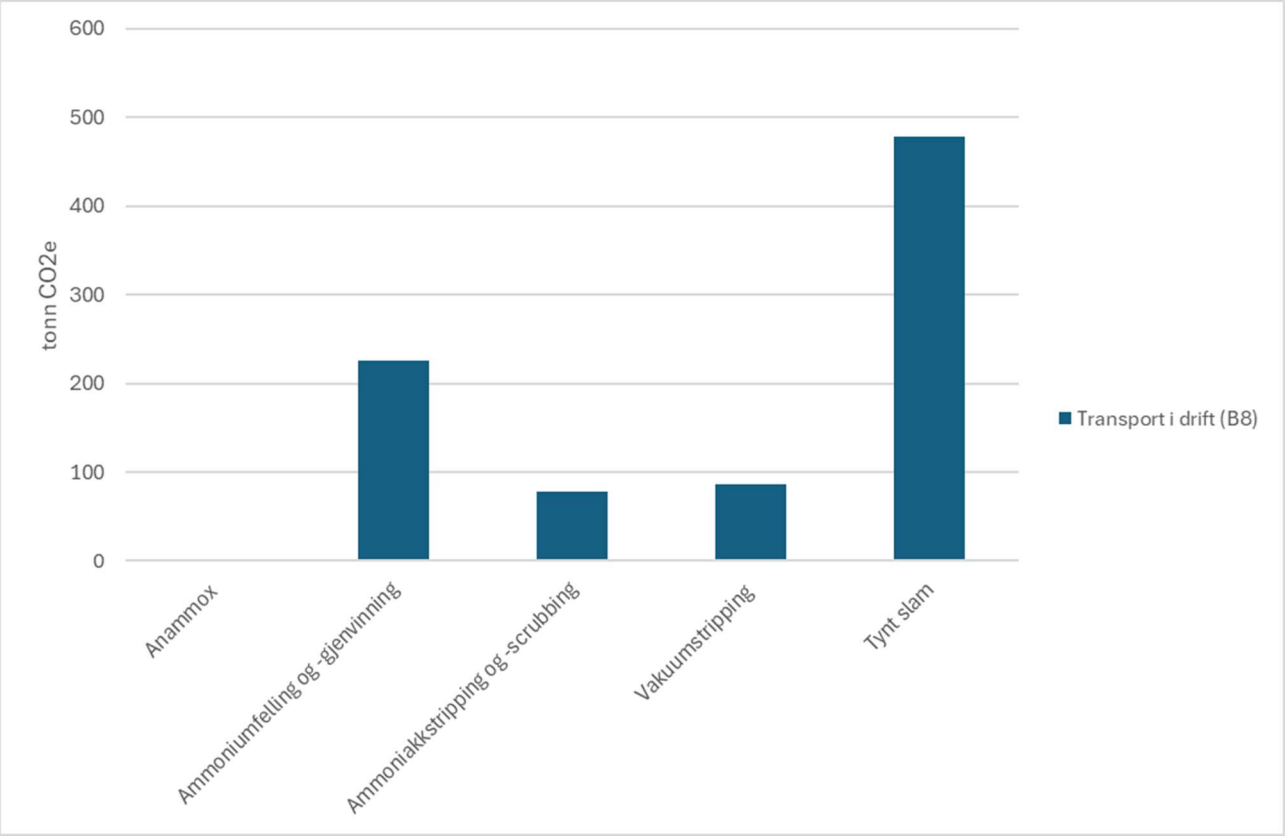
En stor andel norsk elektrisitet er tydelig gunstig med hensyn til utslippet i driftsfasen, spesielt for de mer energikrevende prosessene. Videre er det potensiale for reduksjon av energiforbruket til anammox-prosessen ved å benytte varmepumpe i oppvarmingen av sirkulasjonsstrømmen, som beskrevet i kapittel 2.2.1 «Anammox».

5.4 Transport i drift (B8)

Frakt av de ulike innsatsmidler vil medføre et utslipp i løpet av anleggets levetid. Utslippet for de ulike prosessene er presentert i Figur 21. Det er på dette stadiet ikke bestemt leverandør av de ulike innsatsmidlene, og det er med det forutsatt en generisk lengde på 150 km.

Det tynne slammet skal fraktes ut til bønder for videre lagring og spredning. Som beskrevet under kapittel 3.3, legges den totale endringen av utkjørt slam til grunn for klimagassutslippet, altså differansen mellom den nåværende og fremtidige slamproduksjonen. Dette tilsvarer utkjøring av 16 000 tonn slam/år. Det er forutsatt en transportdistanse på 20 km for frakt av slammet.

Det er lagt til grunn frakt med dieseldrevet lastebil for frakt av innsatsmidlene og av det tynne slammet, men utslippsfaktoren er justert med en forventet reduksjon i utslippsintensivitet for analyseperioden. Likevel vil et utslippsreduserende tiltak være å benytte elektrisk eller biodiesel som drivstoff for frakten som inngår i driftsfasen.



Figur 21: Klimagassutslipp knyttet til transport (B8).

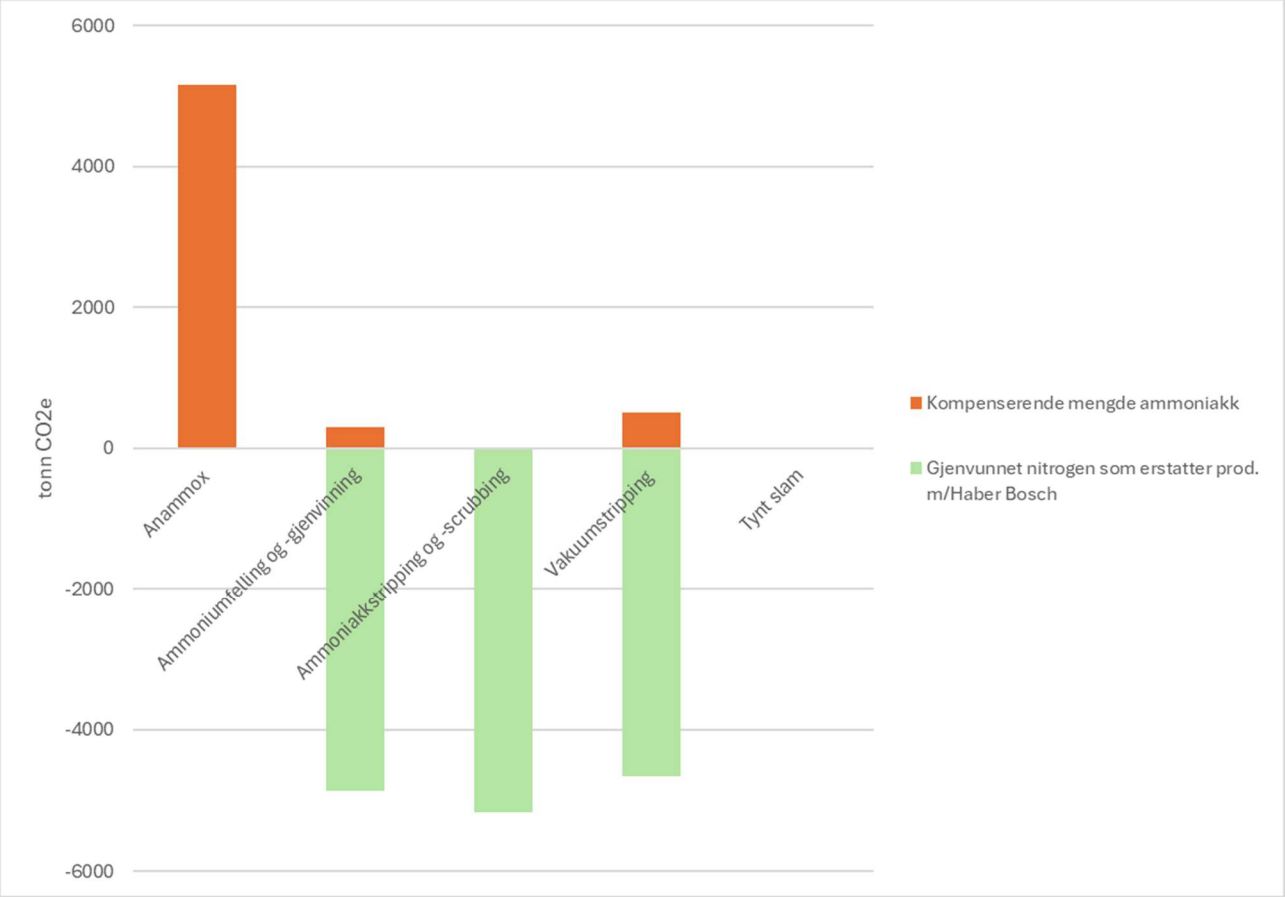
5.5 Effekt av nitrogengjenvinning

Som tidligere nevnt i kapittel 2.3 bør den tilførte andelen ammonium som ikke gjenvinnes erstattes av en alternativ nitrogenkilde. Siden gjenvinningsgraden er ulik for de ulike alternativene er det lagt inn en kompensasjon for dette ved å legge inn klimagassutslipp for ikke-gjenvunnet nitrogen. Denne kompensasjonen er basert på at ikke-gjenvunnet ammonium (NH_4^+) erstattes med ammoniakk (NH_3) produsert med Haber-Bosch-metoden. Haber-Bosch er en energikrevende prosess der nitrogengass (N_2) fra atmosfæren og hydrogengass (H_2), normalt fra naturgass, omdannes til ammoniakk (NH_3). Det legges til grunn et ressursgjenvinningsmål på 85%, som tilsvarer 40 841 kg ammonium nitrogen per år (kg NH_4-N/år). For de prosessalternativene som ikke gjenvinner nitrogen eller gjenvinner en mindre andel enn 85% av tilført nitrogen, legges det til et klimagassutslipp for en delmengde ammoniakk (NH_3). Både klimagevinst og klimagassutslipp relateres til utslipp for ammoniakk (NH_3) produsert ved Haber-Bosch-metoden. Ressursgjenvinning (produksjon av ammoniumsulfat) og kompenserende mengde ammoniakk (NH_3) er vist i Tabell 11.

Dette vil føre til en klimagevinst og et klimagassutslipp, presentert i Figur 22. Utslippsfaktoren benyttet for prosessen er 2600 kgCO_2-ekvivalenter/tonn ammoniakk produsert (Liu, Elgowainy og Wang, 2020). Haber-Bosch er en svært energikrevende prosess, derav en høy utslippsfaktor, og videre en betraktelig besparelse ved gjenvinning.

Tabell 11: Oversikt over mengde ammoniakk (NH_3) som erstattes ved gjenvinning av ammonium (grunnlag for klimagevinst) og kompenserende mengde ammoniakk (NH_3) fra Haber-Bosch-metoden (grunnlag for klimagassutslipp).

Produksjon	Anammox	Ammoniakkstripping og -scrubbing	Ammoniumfelling og -gjenvinning	Vakuumstripping
Klimagevinst relatert til mengde ammoniakk	0 kg N/år 0 kg NH_3/år	40 841 kg N/år 49 657 kg NH_3/år	38 439 kg N/år 46 736 kg NH_3/år	36 799 kg N/år 44 743 kg NH_3/år
Kompenserende mengde ammoniakk	40 841 kg N/år 49 657 kg NH_3/år	0 kg N/år 0 kg NH_3/år	2 402 kg N/år 2 921 kg NH_3/år	4 042 kg N/år 4 914 kg NH_3/år



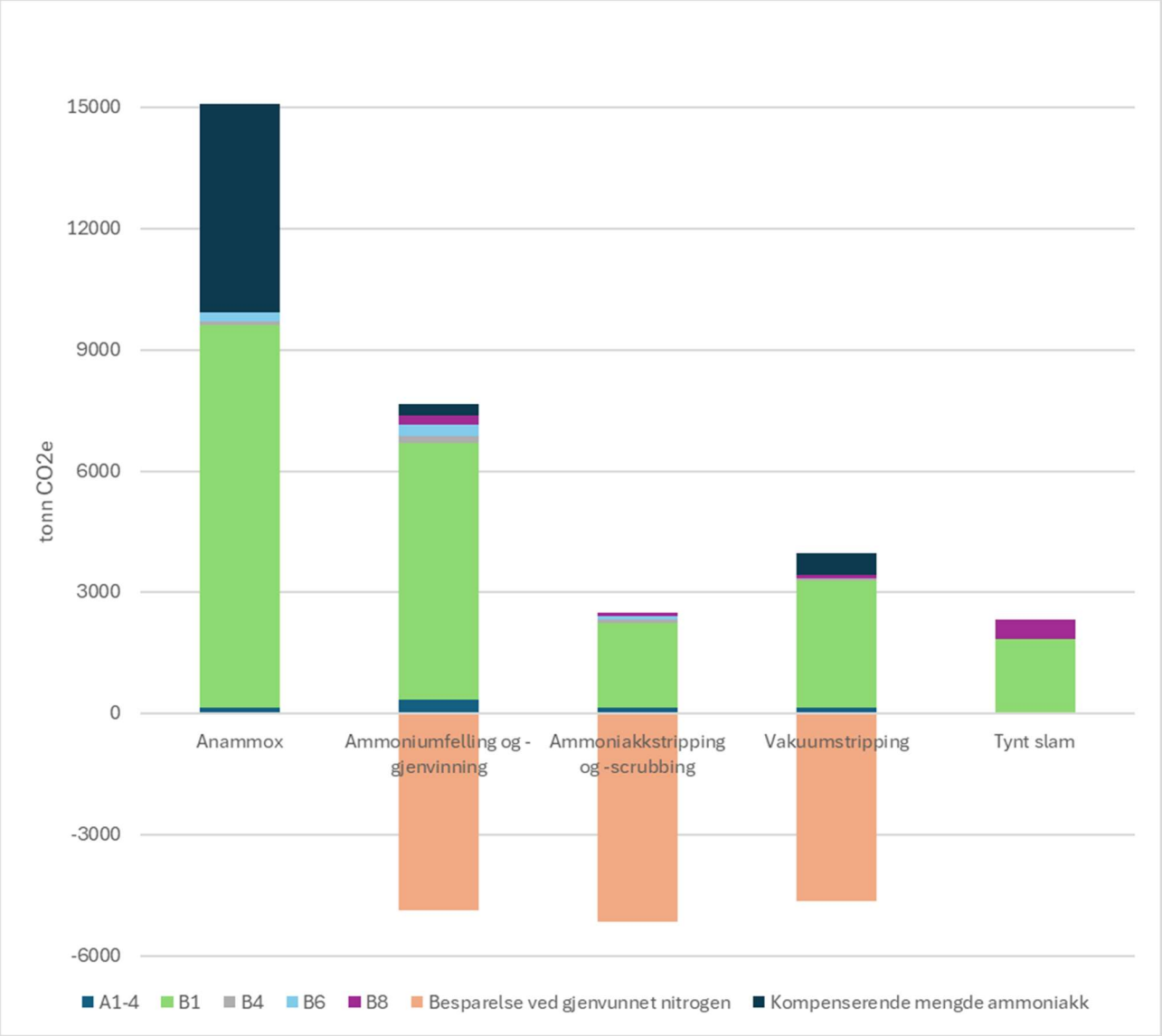
Figur 22: Klimagassutslipp og -besparelse relatert til kompensasjon med ammoniakk-produksjon fra Haber-Bosch-prosessen.

5.6 Oppsummering

Resultatene av klimagassberegning i skisseprosjekt gir at det er knyttet høyest utslipp til Anammox-prosessen. Dette er som følge av et høyt utslipp av lystgass, samt ingen gjenvinning av ammonium i drift. Klimagassutslippene er oppsummert i Tabell 12 og Figur 23.

Tabell 12: Klimagassutslippet fordelt på de ulike livsløpsfasene gjennom livsløpet til de ulike anleggene.

	Anammox [tonn CO_2e]	Ammoniakk-stripping og -scrubbing [tonn CO_2e]	Ammoniumfelling og -gjenvinning [tonn CO_2e]	Vakuum-stripping [tonn CO_2e]	Tynt slam [tonn CO_2e]
Produksjon (A1-4)	133	121	320	131	30
Bruk (B1)	9479	2112	6370	3138	1823
Utskiftning (B4)	78	83	173	75	0
Energibruk i drift (B6 (NO))	231	79	278	0	-27
Transport i drift (B8)	0	78	226	87	478
SUM	9920	2474	7365	3430	2304
Kompenserende mengde ammoniakk	5165	0	304	511	0
Besparelse for nitrogen-gjenvinning	0	-5154	-4861	-4653	0
SUM inkl. hensyn til nitrogen-gjenvinning	15085	-2680	2808	-712	2304



Figur 23: Klimagassutslippet fordelt på ulike anleggs- og driftsfaser gjennom livsløpet til anlegget.

I de oppsummerte verdiene er det lagt til grunn norsk elektrisitetsmiks.

Aktuelle utslippsreduserende tiltak er følgende:

- Benytte lavkarbonklasse A eller ekstrem for betong.
- Benytte konstruksjonsstål med resirkulert innhold.
- Bruk av elektrisitet eller biodiesel som drivstoff ved transport av slam ut til bønder.

6 Anbefaling for Hias IKS

6.1 Prosessvalg

Basert på nåverdiberegning og årskostnader for de ulike prosessalternativene, skiller to alternativer seg ut med vesentlig høyere kostnader enn de øvrige alternativene. Disse er ammoniumfelling og -gjenvinning og direkte bruk av tynt slam i landbruket. Dette er knyttet opp mot svært høye driftskostnader for henholdsvis kjemikalier og slamtransport. De øvrige alternativene har et relativt likt kostnadsbilde, der vakuumstripping kommer best ut, men det er basert på at anlegget etableres som et demonstrasjonsanlegg og inkluderer derfor ulike støtteordninger. Uten dette kommer alternativene helt lik ut. Ut fra et kostnadsperspektiv bør det derfor etableres enten anammox, vakuumstripping eller ammoniakkstripping og -scrubbing ved Hias renseanlegg.

Klimagassutslipp for de ulike prosessalternativene er dominert av bidraget fra lystgassutslipp (N_2O), samt vurderinger knyttet til kompensasjon for ikke-gjenvunnet nitrogen. Spesielt anammox får et svært høyt klimagassutslipp på grunn av dette. Denne dominansen er ikke overaskende, men det er likevel noe usikkerhet knyttet til nøyaktigheten for andelen av lysgassutslippet (N_2O) som kommer fra videreført ammonium (NH_4^+). Det er i hovedsak på grunn av manglende prøvetaking ved Hias renseanlegg, samt usikkerhet tilknyttet fremtidige renseprosesser. Ammoniumfelling og -gjenvinning har på sin side et forhøyet klimagassutslipp på grunn av høyt innsatsmiddelforbruk, mens vakuumstripping blir påvirket av begrensningen på 70% rensegrad av hensyn til videreført ammonium (NH_4^+). Alternativet for direkte bruk av tynt slam i landbruket kommer også godt ut som følge av at lystgassutslipp fra lagring og spredning av slam ikke er medtatt for noen av alternativene. Tillegget for miljøgevinst ved ressursgjenvinning medfører at enkelte av alternativene kommer veldig godt ut av klimagassvurderingen. Ut fra vurdering av miljøaspekter bør det velges en prosess med ammoniakkstripping og -scrubbing for Hias renseanlegg, men også vakuumstripping kan være aktuelt.

Ut fra kvalitativ vurdering av prosessenes egnethet for Hias renseanlegg basert på driftsaspekter, vurderes vakuumstripping eller ammoniakkstripping og -scrubbing som foretrukne alternativer. Dette baseres på at begge disse prosessene gjenvinner nitrogen, de forventes å være mindre driftssensitive enn anammox og det forventes at disse prosessene har lavere driftskompleksitet enn eksempelvis ammoniumfelling og -gjenvinning. Nedsiden ved vakuumstripping er at det er en ny prosess, men det vurderes at det ved integrering i eksisterende Cambi-prosess vil være en enklere tilpasningsprosess for driftsoperatørene enn ved enkelte andre prosessalternativer. Det må likevel påregnes noe ekstra arbeid i forbindelse med prosesstilpasninger og -optimalisering, siden dette delvis vil være et FoU-prosjekt.

Ut fra en totalvurdering anbefales Hias IKS å enten etablere ammoniakkstripping og -scrubbing eller vakuumstripping. Det anbefales også at døren holdes åpen for ZeeNAMMOX, dersom det blir aktuelt å etablere en slik teknologi ved anskaffelse av renseprosess.

6.2 Videre prosess og entrepriseform

Et viktig valg Hias IKS må ta i tiden fremover er hvorvidt de skal etablere en returstrømrenseprosess, eller fokusere på utbygging av ny renseprosess for hovedstrømmen. Den prosentvise rensegraden i forhold til innløpsmengdene ved Hias renseanlegg er ganske tilsvarende for de ulike prosessalternativene. En rensegrad på ca. 8 % vil være et godt tiltak for å redusere nitrogenbelastningen i hovedstrømmen ved renseanlegget, og dermed bidra for å tilfredsstille strenge fremtidige nitrogenrensekrav. Det anbefales derfor at Hias IKS etablerer en slik returstrømrenseprosess.

Det foregår en spennende utvikling av renseprosesser for rensing og gjenvinning av nitrogen for returstrømmer, deriblant Veolias prosess ZeeNAMMOX. Det vil derfor være fordelaktig for Hias IKS å vurdere når anlegget må idriftsettes, og med utgangspunkt i det lage en fremdriftsplan for ferdigstillelse av anlegget. Dersom Hias IKS ikke er nødt til å sette i gang en anskaffelsesprosess umiddelbart, kan en avvente eventuell teknologiutvikling. Det kan bidra til både lavere etableringskostnad, lavere driftskostnader og/eller lavere lystgassutslipp. Dersom en velger å avvente implementering av returstrømrensing ved Hias renseanlegg, må det derimot understrekes at det kan medføre en risiko for at et demonstrasjonsanlegg for vakuumstripping i mellomtiden er etablert ved et annet anlegg. Etablering av vakuumstripping vil uansett være et alternativ, selv hvis kostnadsbildet for etablering øker noe som følge av færre støtteordninger.

Uavhengig av når Hias IKS utlyser en tilbudskonkurranse for maskin- og prosess anbefales det at denne utlyses som en totalentreprise eller samspillsentreprise. Bakgrunnen for dette er å involvere leverandør av den respektive renseteknologien ved detaljprosjektering av anlegget, siden leverandørene kjenner sitt anlegg best. Dersom en velger en totalentreprise eller en samspillsentreprise reduseres risikoen for å sette unødige begrensninger på aktuelle renseteknologier, og en prioriterer heller å vurdere på anleggets funksjon i denne utlysningsfasen.

6.3 Lystgass (N_2O)

Lystgassutslipp står for mesteparten av klimagassutslippet til alle prosessalternativene. På grunn av lystgass sin vesentlige påvirkning på klimagassregnskapet til renseanlegg, anbefales det at Hias IKS begynner med lystgassovervåkning for renseprosessene på Hias renseanlegg. Det vil være spesielt interessant for Hias IKS å overvåke og dokumentere lystgassutslippet til Hias-prosessen, som per tid ikke er medtatt i foreliggende forskning på området. Ved fremtidig utforming og teknologivalg for økning av nitrogenrensegraden ved renseanlegget, anbefales det at en prioriterer prosesser med lavt lystgassutslipp (N_2O).

7 Referanser

DFØ (2023). *DFØs verktøy for klimagassberegning er tilpasset TEK 17.* DFØs verktøy for klimagassberegning er tilpasset TEK 17 | Anskaffelser.no

Hiis, E.G., Haugen, M.R., Bakken, L.R. (2018). *Greenhouse gas emissions from Bekkelaget wastewater treatment plant and the wastewater system of Oslo.* NMBU.

IPCC (2023). *AR6 Synthesis report*. https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/

Liu, X., Elgowainy, A., Wang, M. (2020). *Life cycle energy use and greenhouse gas emissions of ammonia production from renewable resources and industrial by-products.* Green Chemistry. https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2020/gc/d0gc02301a

Norsk Betongforening (2024). *Publikasjon nr.37 - Lavkarbonbetong.*

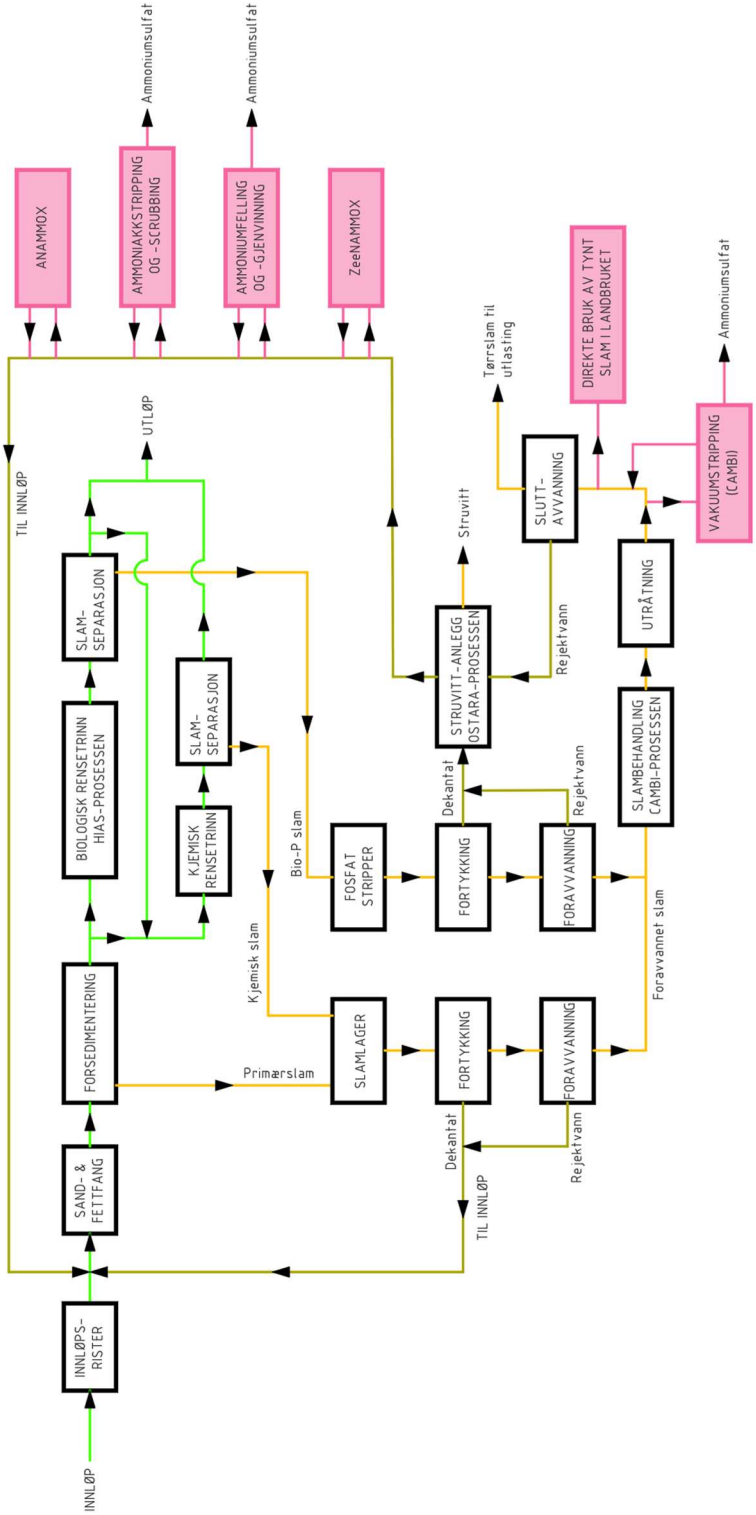
Song, C., Zhu, J., Willis, D.P., Moore, D.P., Zondlo, M.A., Ren, Z.J. (2024). *Oversimplification and misestimation of nitrous oxide emissions from wastewater treatment plants.* Nature Sustainability. https://doi.org/10.1038/s41893-024-01420-9

Statens vegvesen (2024). *Bruk av VegLCA – VegLCA v5.14B*. Bruk av VegLCA | Statens vegvesen

Standard Norge (2011). *NS-EN 15978:2011 – Vurdering av bygningers miljøpåvirkning - Beregningsmetode.* Standard Norge | standard.no. NS-EN 15978:2011

Standard Norge (2018). *NS3720:2018- Metode for klimagassberegninger for bygninger.* Standard Norge | standard.no. NS 3720:2018

8 Appendiks



Figur 24: Kopi av Figur 1. Rotert 90° for bedre lesbarhet i papirformat.