

Bjørn-Yngve Kinzler Eriksen

**INTEGRERTE STRATEGIER
FOR REGIONAL AVFALLS-
BEHANDLING I MIDT-NORGE
OG ALTERNATIVE
BEHANDLINGSMETODER
FOR ASKE**

NTNU 

Program for industriell økologi
Masteroppgave 2003

Forord

Denne oppgaven representerer diplomoppgaven til stud. techn. Bjørn-Yngve Kinzler Eriksen og er utført for Institutt for Energi- og Prosessteknikk, Fakultet for Ingeniørvitenskap og Teknologi ved NTNU. Oppgaven er utført i tidsrommet 21.01.2003 til 17.06.2003.

Studien tar for seg en modell for regional avfallshåndtering i Midt-Norge med avfallsforbrenning som den sentrale behandlingsstrategien. I studien er det lagt spesiell vekt på utfordringer og alternative strategier knyttet til restprodukter som oppstår ved forbrenning av avfall.

Etter er innledende litteraturstudie er det i den kvantitative delen av oppgaven foretatt en evaluering av to systemløsninger for avfallsforbrenning og avhending av restprodukter for Midt-Norge regionen ved hjelp av kombinert materialstrøms- og livsløpsmetodikk.

Jeg vil benytte anledningen til å takke hovedveileder Johan Hustad for gode tips underveis i arbeidet. En spesiell takk rettes til mine medveiledere Håvard Bergsdal og Anders H. Strømman for uvurderlig faglig hjelp og tilgjengelighet under hele arbeidsperioden.

Trondheim, 17.06.2003

Bjørn-Yngve Kinzler Eriksen

Abstract

In this study a model for regional waste management in Central Norway is presented, with a special focus on challenges and different disposal strategies concerning waste incineration residues, such as bottom ash, fly ash and filter cake from flue gas cleaning systems. The main objective of this study is evaluating the total environmental performance of different waste incineration and ash disposal strategies, using a combined material flow accounting (MFA) and life cycle assessment (LCA) methodology.

Different incineration technologies, and technology-specific performance regarding residues generation, are presented. Properties of different incineration residues, existing ash disposal strategy for the region and different alternative ash treatment strategies are also presented and discussed.

An existing waste model for Central Norway is expanded to also include the amounts and flows of incineration residues generated in the region. The chemical composition of the residues is also accounted for. This dynamic waste model describe the development in waste generation and incineration residues generation, and is used as a basis for the further development of scenarios.

Two different scenarios are developed for waste incineration and residues disposal for the region; a centralized waste incineration scenario with disposal of incinerator ashes to landfills (Scenario A), and a decentralized waste incineration scenario with regional vitrification of the incineration residues (Scenario B). These two scenarios' potential environmental impacts are compared using life cycle assessment methodology. The timespan of this assessment starts in year 2002 and ends in 2020.

The results from this assessment show that Scenario B clearly has the lowest overall potential for environmental impacts. The results also show that the impacts from the subprocesses connected to the residuals downstreams from the incineration, are of minor importance to the total impacts. An exception here is the impact category "terrestrial ecotoxicity", where landfilling of bottom ash is the dominant contributor for the total impact potential for this impact category.

The subprocesses connected to the residuals disposal/treatment for both scenarios have also been compared separately. This comparison showed that it is difficult to say which of the two residual strategies that has the best overall environmental performance. The landfilling strategy in Scenario A causes highest potential impacts for certain impact categories such as "terrestrial ecotoxicity" and "eutrophication", while the vitrification strategy causes highest potential impacts for other impact categories such as "global warming potential" and "acidification". A change in the residuals treatment strategy will thus not necessarily reduce the total potential for environmental harm, but instead change the main impacts from one impact category to another - a situation often referred to as "problem shifting".

Sammendrag

Denne studien presenterer en modell for regional avfallshåndtering i Midt-Norge, hvor spesiell fokus er rettet mot utfordringer og alternative avhendingsstrategier knyttet til restprodukter som oppstår ved forbrenning av avfall. Hovedhensikten med denne studien er å vurdere helhetlige miljøbetraktninger for forskjellige systemløsninger for avfallsforbrenning og avhending av restprodukter ved hjelp av kombinert materialstrømsanalyse (MFA) og livsløpsmetodikk (LCA).

Innledningsvis tar rapporten for seg en litteraturstudie over forskjellige forbrenningsteknologier, med et spesielt henblikk på teknologienes produksjon av forskjellige askefraksjoner. Videre følger en gjennomgang av generelle askekaraktistikker, dagens avhendingsstrategi for forbrenningsasker samt forskjellige alternative behandlingsmetoder for disse restproduktene.

Deretter følger den kvantitative delen av studien. En eksisterende modell for avfallsforbrenning for region Midt-Norge er utvidet til å også modellere mengdene og sammensetningen av ulike restprodukter. På den måten er det etablert massestrømmer for totale mengder restprodukter som genereres i regionen og innholdet av forurensende komponenter i disse restproduktene. Denne avfallsmodellen utgjør grunnlaget for utviklingen av scenarier.

Det er etablert to alternative scenarier for avfallsforbrenning og askeavhending for regionen; et sentralisert forbrenningsscenario med noen få større forbrenningsanlegg og deponering av restproduktene (Scenario A), og et desentralisert forbrenningsscenario med flere mindre forbrenningsanlegg og regional vitrifisering av restproduktene (Scenario B). Scenariene spenner over en tidsperiode fra og med år 2002 til og med år 2020. Scenarienes potensialer for miljøpåvirkninger er evaluert og sammenlignet ved hjelp av livsløpsmetodikk (LCA). Hensikten med denne evalueringen er å kvantifisere de potensielle miljøpåvirkningene scenariene forårsaker, og identifisere hvordan de forskjellige delprosessene bidrar innenfor ulike effektkategorier.

Resultatene viser at Scenario B kommer klart best ut med lavest potensialer for miljøpåvirkninger. Resultatene viser også at avhendingen av restproduktene nedstrøms i modellen står for en liten del av scenarienes totale potensialer for miljøeffekter. Et unntak her er deponering av bunnaske som utmerker seg med stort effektpotensialer innenfor påvirkningskategorien "landlig toksisitet".

Det er også utført en isolert sammenligning av restproduktscenariene, hvor deponeringen av restproduktene i Scenario A er sammenlignet med vitrifiseringen i Scenario B. På bakgrunn av disse resultatene er det vanskelig å komme med konkrete anbefalinger. De to askeavhendingsstrategiene resulterer i forskjellige typer miljøpåvirkninger, slik at en eventuell endring i avhendingsstrategien ikke nødvendigvis reduserer det totale potensialet for miljøpåvirkning. Man oppnår i stedet en forflytning av potensielle miljøpåvirkninger fra enkelte effektkategorier til andre - såkalt "problem shifting".

Innholdsfortegnelse

Innholdsfortegnelse	1
1 Innledning	2
1.1 Bakgrunn	2
1.2 Hensikt og omfang	2
1.2.1 Litteraturstudie	2
1.2.2 Kvantitativ analyse	3
2 Avfall og avfallsmengder	4
2.1 Generelt om avfall	4
2.2 Avfallsmengder og utvikling	4
2.3 Behandlingsalternativer	5
2.3.1 Deponering	6
2.3.2 Forbrenning uten energigjenvinning	6
2.3.3 Forbrenning med energigjenvinning	6
2.3.4 Materialgjenvinning	6
2.3.5 Kompostering	7
2.3.6 Dumping	7
2.3.7 Fordeling på landsbasis	7
2.3.8 Fordeling for Trondheim kommune	8
3 Avfallsforbrenning	9
3.1 Generelt om forbrenning	9
3.2 Anleggstyper/teknologi	9
3.3 Utnyttelse av energien	10
3.4 Eksempler på anlegg	10
3.4.1 Heimdal Varmesentral	11
3.4.2 Energos	13
3.4.3 PyroArc	16
3.4.4 VitroArc	21
4 Restprodukter og behandlingsmetoder	25
4.1 Askekarakteristikker	25
4.2 Dagens situasjon for restproduktene i Midt-Norge	26
4.2.1 Behandling av bunnasken	26
4.2.2 Behandling av filteraske og filterkake	26
4.3 Alternative behandlingsstrategier for restproduktene	27
4.3.1 Bedre sortering i forkant av forbrenningen	27
4.3.2 Tekniske forhold ved forbrenningsanlegget	28
4.3.3 Solidifisering/stabilisering/nøytralisering	28
4.3.4 Forsert utvasking	29
4.3.5 Termisk behandling	29
4.4 Deponering	30
4.4.1 Støv- og partikkelspredning	31
4.4.2 Utvasking/avrenning	31
4.5 Oppsummering behandlingsmåter	33

5	Avfallsmodell brukt i oppgaven	35
5.1	Kartlegging av eksisterende avfallshåndteringssystem	35
5.2	Befolkningsfremskrivninger	36
5.3	Avfallsfremskrivninger	37
5.4	Fraksjonsinndeliger og behandlingsmåter for avfallsmengdene	38
5.5	Utvidelse av modellen - restproduktene	40
5.5.1	Innholdet av interessante elementer i avfallet - elementstudie	40
5.5.2	Transferkoeffisienter	41
5.5.3	Relatert til totale genererte mengder av restproduktene	44
6	Scenarier	49
6.1	Scenario A - sentralisert forbrenning med dagens askeavhendingssystem	51
6.1.1	Gjennomgang av basisscenariet for Scenario A	51
6.1.2	Restproduktscenario	56
6.1.3	Transport bunnaske til Heggstadmoen	56
6.1.4	Transport filteraske/filterkake til Langøya	57
6.1.5	Deponeringen av bunnaske på Heggstadmoen	60
6.1.6	Deponering av filteraske og filterkake på Langøya	62
6.2	Scenario B - desentralisert forbrenning med alternativ behandling av restproduktene	64
6.2.1	Gjennomgang av basisscenariet i Scenario B	64
6.2.2	Restproduktscenario	69
6.2.3	Transport av all aske til Lilleby	70
6.2.4	Vitrifisering av restproduktene	72
6.2.5	Anleggskonstruksjon Scenario B	74
7	Sammenstilling av resultatene	76
7.1	Sammenstilling av totalscenariene	76
7.1.1	Abiotisk utarming	77
7.1.2	Globalt oppvarmingspotensiale	78
7.1.3	Ozonedbrytning	79
7.1.4	Menneskelig toksisitet	80
7.1.5	Ferskvannstoksitet	80
7.1.6	Marin toksisitet	81
7.1.7	Landlig toksisitet	82
7.1.8	Fotokjemisk ozondannelse	82
7.1.9	Forsuringspotensiale	83
7.1.10	Eutrofieringspotensiale	84
7.1.11	Oppsummering totalscenariene	84
7.2	Sammenligning av restproduktscenariene	85
7.2.1	Abiotisk utarming	86
7.2.2	Globalt oppvarmingspotensiale	87
7.2.3	Stratosfærisk ozonedbrytning	87
7.2.4	Menneskelig toksisitet	88
7.2.5	Ferskvannstoksitet	89
7.2.6	Marin toksisitet	89
7.2.7	Landlig toksisitet	90
7.2.8	Fotokjemisk ozondannelse	91
7.2.9	Forsuringspotensiale	91
7.2.10	Eutrofieringspotensiale	92

7.2.11 Oppsummering restproduktscenariene	92
8 Diskusjon	94
8.1 Totalscenariene	94
8.2 Restproduktscenariene	95
8.3 Usikkerheter i beregningene	96
8.4 Forslag til videre arbeid	98
9 Konklusjon	99
Referanseliste	100

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Avfallsforbrenning utgør i dag den dominerende avfallsbehandlingsstrategien i Midt-Norge, og avfallsforbrenning med energigjenvinning har i en årrekke vært gjenstand for omfattende vitenskapelig oppmerksomhet fra NTNU og Sintef i Trondheim. I den forbindelse er det ved instituttet satt i gang et arbeid for å vurdere helhetlige miljøbetraktninger og kostnader vedrørende avfallsforbrenning og fjernvarmedistribusjon hvor metodiske verktøy som livløpsvurderinger (LCA) og materialstrømsanalyser (MFA) inngår. Denne oppgaven vil bidra til å etablere en grundigere oversikt over miljømessige og økonomiske utfordringer som dagens avfallsstrategi står overfor, samt evaluere alternative teknologier og løsninger på området.

Avfallsforbrenning har de seneste tiårene vært gjenstand for stor miljømessig oppmerksomhet som opprinnelig var basert på skepsis vedrørende miljø- og helseskadelige utslipp til luft. I takt med skjerpede krav til utslipp har forbrenningsanleggene utviklet stadig bedre teknologi og utstyr for rensing av avgassene. Dette har i sin tur ført til at skadelige komponenter som tungmetaller og dioksiner har blitt konsentrert i restproduktene fra denne gassrensningen. Mens utlippene til luft har blitt adskillig renere med årene, har det dermed dukket opp nye utfordringer i forhold til forsvarlig avhending av disse askeproduktene.

Denne oppgaven vil bygge videre på arbeidet utført i diplomoppgaven til Håvard Bergsdal fra 2002, *Integrerte strategier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt-Norge*. Studien til Bergsdal inneholdt en komparativ livsløpsanalyse av to scenarier for avfallsforbrenning og energi forsyning i Midt-Norge regionen. I denne studien vil dette arbeidet tas et steg videre hvor fokuset rettes mot restprodukter fra avfallsforbrenning som slagg og forbrenningsaske. Det vil etableres data på mengder som oppstår av disse restproduktene i regionen og innholdet av potensielt miljøskadelige elementer. Videre vil dagens behandling og avhending samt en alternativ behandlingstiløsning for restproduktene evalueres ved hjelp av materialstrøms- og livsløpsmetodikk.

1.2 Hensikt og omfang

Denne oppgaven er delt inn i to hoveddeler; en innledende litteraturstudie etterfulgt av en kvantitativ del hvor to systemløsninger for avfallsforbrenning og askeavhending sammenlignes ved hjelp av materialstrømsanalyse (MFA) og livsløpsmetodikk (LCA).

1.2.1 Litteraturstudie

Hensikten med denne oppgaven er innledningsvis å etablere en oversikt over ulike anleggstyper for forbrenning av avfall, med et spesielt henblikk på hvordan restprodukter som bunnaske (slagg), filteraske og eventuelle andre restprodukter genereres ved de forskjellige teknologiene. Det er tatt utgangspunkt i eksisterende anlegg i regionen, men det er også presentert andre teknologier som anses som spesielt interessante med tanke på utfordringer knyttet til restproduktene fra avfallsforbrenning.

Deretter følger en grundigere gjennomgang av restproduktene som oppstår fra forbrenning av avfall. Her følger en generell redegjørelse for egenskaper og karakteristikk ved de forskjellige restproduktene, en gjennomgang av dagens gjeldende strategi for behandling og

avhending av restproduktene, samt en gjennomgang av forskjellige alternative behandlingsmåter og avhendingsstrategier for restproduktene.

1.2.2 Kvantitativ analyse

Etter at den innledende litteraturstudien er presentert følger den kvantitative delen av studien. Heretter vil store deler av oppgaven basere seg på Håvard Bergsdals diplomoppgave fra 2002, *Integrerte strategier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt-Norge*. Studien til Bergsdal inneholdt en komparativ livsløpsvurdering av to forskjellige scenarier for avfallsforbrenning og energiforsyning for Midt-Norge. Avfallsmodellen og scenariene hentet fra denne studien vil imidlertid utvides til å også inneholde data og informasjon om mengder, sammensetning og praktiske løsninger for restproduktene som følger av avfallsforbrenning i Midt-Norge regionen. Den geografiske avgrensningen (Midt-Norge regionen) og tidsperspektivet (år 2002 - år 2020) som ble benyttet i studien til Bergsdal, vil også gjelde for denne studien.

Innledningsvis i den kvantitative delen av studien vil avfallsmodellen benyttet i studien til Bergsdal presenteres. Her vil det bli gjennomgått hvordan befolkningsmengdene og de tilhørende avfallsmengdene i regionen forventes å utvikle seg i perioden fram mot år 2020. Denne avfallsmodellen vil imidlertid utvides til å også inneholde data på hvordan mengdene av restprodukter som oppstår fra avfallsforbrenningen forventes å utvikle seg over det samme tidsrommet. En elementstudie som tar for seg innholdet av miljømessig interessante elementer i restproduktene vil også presenteres. På den måten har man etablert et grunnlag for en total massestrøm som viser mengdene og flyten av avfall, restprodukter og miljømessig interessante elementer for regionen. Denne utvidede avfallsmodellen utgjør dermed et grunnlag for utvikling av scenarier over forskjellige forbrennings- og askeavhendingsstrategier i regionen.

Deretter er det etablert to forskjellige scenarier for avfallsforbrenning og avhending av restprodukter for region Midt-Norge. Scenariene vil basere seg på det samme avfallsmaterialet, men ta utgangspunkt i ulike forbrenningsløsninger og avhendingsstrategier for restproduktene. Det første scenariet (Scenario A) vil ta utgangspunkt i scenario 1 fra Bergsdals rapport, men scenariet vil bli utvidet til å også inneholde et avhendingsystem for restproduktene. Dette er det scenariet som ligger nærmest dagens situasjon for Midt-Norge. Scenario B vil ta utgangspunkt i Scenario 2 fra Bergsdals rapport. Dette scenariet vil basere seg på en alternativ forbrenningsløsning for regionen med en ny systemløsning for avhending av restproduktene som oppstår fra forbrenningen. Dette scenariet er dermed det som i størst grad skiller seg fra dagens system når det gjelder avfallsforbrenning og avhending av restproduktene.

2 Avfall og avfallsmengder

I dette kapitlet følger en generell gjennomgang av politiske målsettinger på avfallsområdet, historisk utvikling i genererte avfallsmengder, forskjellige behandlingsmetoder for avfall og hvordan avfallsmengdene i dag fordeles mellom disse behandlingsmåtene på landsbasis og i Trondheim kommune.

2.1 Generelt om avfall

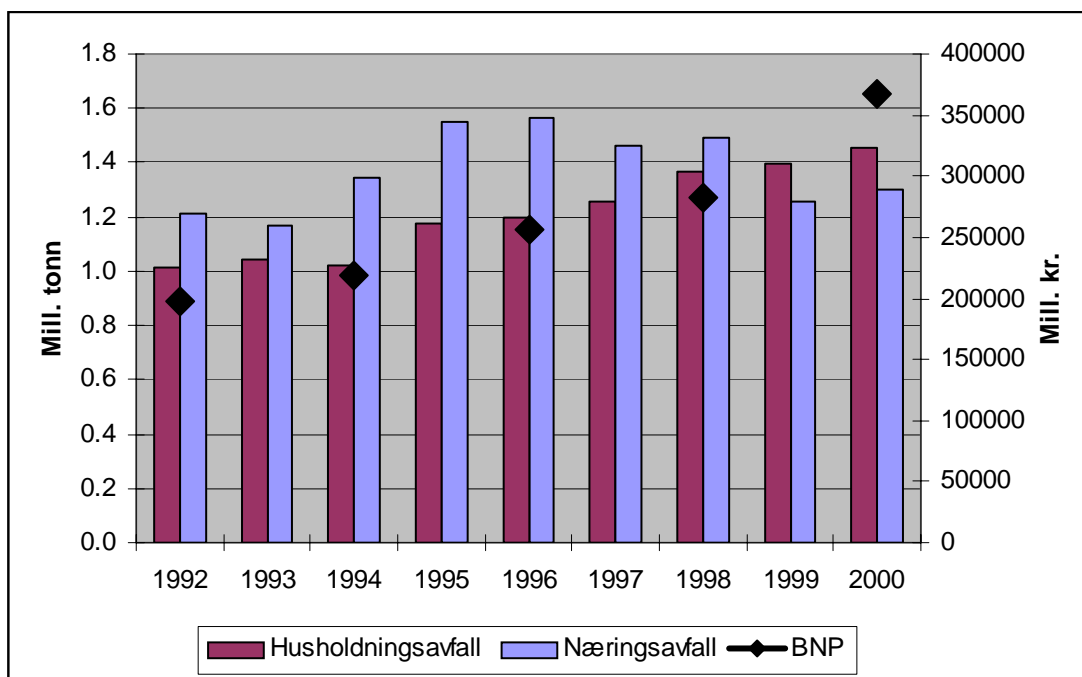
I dagens samfunn genereres det store mengder avfall som resultat av produksjon, forbruk og annen samfunnsmessig aktivitet. Disse avfallsmengdene må tas hånd om på en forsvarlig måte da de representerer store økonomiske og miljømessige utfordringer.

I stortingsmelding nr. 8, Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand (1999-2000) fremlegger myndighetene de overordnede målsettinger for avfall og gjenvinning (Miljøverndepartementet, 2000):

- Strategisk mål
 - Avfallsproblemene skal løses slik at avfallet gir minst mulig skade og ulempe for mennesker og naturmiljø, samtidig som avfallet og håndteringen av dette legger minst mulig beslag på samfunnets ressurser.
- Nasjonale resultatmål
 - Utviklingen i generert mengde avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten.
 - Basert på at mengden avfall til sluttbehandling skal reduseres i tråd med hva som er et samfunnsøkonomisk og miljømessig fornuftig nivå, tas det sikte på at mengden avfall til sluttbehandling innen 2010 skal være om lag 25 % av generert avfallsmengde.
 - Praktisk talt alt spesialavfall skal tas forsvarlig hånd om, og enten gå til gjenvinning eller være sikret tilstrekkelig nasjonal behandlingsskapasitet.

2.2 Avfallsmengder og utvikling

De genererte avfallsmengdene i samfunnet har økt jevnt de siste tiårene, i takt med den økonomiske veksten og tilhørende vekst i produksjon og forbruk. De seneste årene har man imidlertid registrert en nedgang i avfallsproduksjon relativt til utviklingen i brutto nasjonalprodukt (BNP). Det genereres altså mindre avfall per enhet økonomisk vekst. Det anses som vesentlig at man klarer å fortsette denne frakoblingen mellom økonomisk vekst og avfallsproduksjon dersom man skal være i stand til å håndtere avfallsmengdene i fremtiden. Dette er også i tråd med de politiske målsetningene nevnt i Stortingsmelding nr. 8 som er gjengitt ovenfor. I figur 2-1 vises utviklingen av innsamlet kommunalt avfall (husholdningsavfall og næringsavfall) plottet mot utviklingen i brutto nasjonalprodukt (BNP) i Norge i perioden 1992-2000 (Statistisk Sentralbyrå, 2003a; Statistisk Sentralbyrå, 2003b).



Figur 2–1: Utviklingen i kommunalt avfall i Norge i perioden 1992-2000 plottet mot utviklingen i brutto nasjonalprodukt (BNP) (Statistisk Sentralbyrå, 2003a; Statistisk Sentralbyrå, 2003b).

Som man ser av figuren har mengdene husholdningsavfall økt jevnt over hele perioden, mens mengdene næringsavfall har økt for deretter å avta. Tilsammen har derfor mengden av kommunalt avfall stabilisert seg, eller veksten har i det minste flatet noe ut. Brutto nasjonalprodukt har en jevnt stigende tendens, noe som viser at avfallsmengdene synker relativt til brutto nasjonalprodukt. Det genereres altså mindre avfall per krone verdiskapning i samfunnet. Likevel er det ventet at de *absolutte* avfallsmengdene vil fortsette å øke i flere år fremover, og det er først og fremst her de store samfunnsmessige utfordringene ligger med tanke på valg av behandlingsstrategier.

2.3 Behandlingsalternativer

De forskjellige kommunene i Norge eller forskjellige interkommunale avfallsselskaper benytter seg av forskjellige behandlingsmåter for det innsamlede avfallet. Med behandlingsmåte menes hva som gjøres med avfallet etter innsamling. De vanligste metodene er;

- deponering,
- forbrenning (med eller uten energigjenvinning),
- materialgjenvinning,
- kompostering/biologisk nedbrytning, og
- marin dumping (fortrinnsvis restprodukter fra fiske).

Heretter følger en kort beskrivelse av de forskjellige behandlingsmetodene (Brattebø H., Heie A., 2002).

2.3.1 Deponering

Deponering vil si at avfallet legges på en fyllplass eller deponi. Metoden er arealintensiv da det kreves stadig fristillelse av nye arealer etterhvert som avfallsmengdene akkumuleres. Andre miljøproblemer knyttet til deponering er klimautslipp til luft etterhvert som avfallet råtner (spesielt metan på grunn av anaerob utråtning, råtning med liten tilgang til oksygen), avrenning av forurenset sigevann som kan skade omkrinliggende jordsmonn og grunnvann samt lokale problemer med spredning av støv og lukt. Ved deponering utnyttes ikke ressursene i avfallet materialmessig, noe som er et viktig poeng sett i et ressurs- og materialperspektiv.

2.3.2 Forbrenning uten energigjenvinning

Ved forbrenning brennes avfallet i industrielle forbrenningsanlegg. Metoden er effektiv for å kvitte seg med avfallet volummessig (i motsetning til deponering hvor volumreduksjonen over tid foregår svært langsomt). Metoden gir forurensende utslipp til luft samt miljøskadelige restprodukter i form av aske og slagg som må tas spesielt hånd om i etterkant. Som ved deponering utnyttes heller ikke her det ressursmessige potensialet i avfallet.

Deponering og forbrenning uten energiutnyttelse kalles gjerne sluttbehandling, ettersom de ikke utnytter ressursene i avfallsmaterialet. Det er bred enighet om å minimere andelen avfall som går til sluttbehandling. Som vi kan lese av de overordnede målsetningene for avfall og gjenvinning i Stortingsmelding nr. 8 (nevnt overfor) tas det sikte på at bare 25% av den genererte avfallsmengden skal gå til sluttbehandling innen 2010.

2.3.3 Forbrenning med energigjenvinning

Ved denne metoden brennes også avfallet i industrielle forbrenningsanlegg, men man utnytter varmeenergien som avgis, og denne varmeveksles normalt med en vann/damp-syklus til å produsere varmt vann, damp og derigjennom elektrisk kraft, eller en kombinasjon av disse. Siden man utnytter energiinnholdet i avfallsmaterialet, eller brennverdien til materialet, regner man denne metoden som energigjenvinning. Ellers medfører behandlingsmetoden de samme miljøpåvirkningene som forbrenning som nevnt over.

2.3.4 Materialgjenvinning

Ved materialgjenvinning sorterer man ut forskjellige fraksjoner av avfallet som egner seg til gjenvinning. Materialet blir da brukt som erstatning for nytt jomfruelig råmateriale i produksjonsprosesser. Denne behandlingen er aktuell for en rekke metaller, papp/papir og forskjellige plastmaterialer. Eventuelle kostnader og miljøpåvirkninger som følge av materialgjenvinning vil være en sum av en rekke variabler som innsamling, transport, produksjonsprosesser og etterspørsel etter materialene. Disse konsekvensene må vurderes i forhold til konsekvensene ved fortsatt uttak av jomfruelig råmateriale som det gjennvunnede materialet eventuelt ville erstatte.

2.3.5 Kompostering

For biologisk nedbrytbart materiale kan kompostering være en aktuell strategi. På en måte kan dette ses på som en form for materialgjenvinning hvor forskjellige organiske materialer som vårtorganisk avfall (matavfall), flis, bark, planterester, kloakkslam og annet organisk materiale går gjennom en biologisk nedbrytning (fortrinnsvis aerob nedbrytning). Sluttproduktet er forskjellige næringsrike jordforbedringsmidler som kan tilbakeføres til landbruket som et naturlig gjød-

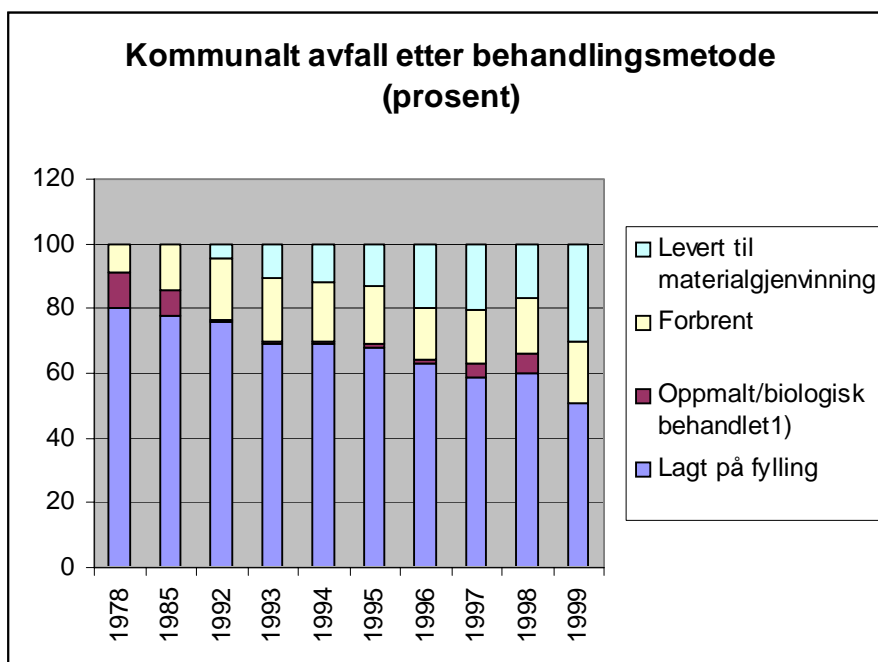
ningsmiddel og begrense bruken av kunstgjødsel. De direkte miljøpåvirkningene av selve komposteringen er minimale, men strategien i seg selv må ses i sammenheng med ressursbruk og andre alternative behandlingsmetoder.

2.3.6 Dumping

Noe av det våtorganiske avfallet, fortrinnsvis fiskeslo og andre restprodukter fra fiske og fiskeindustri, blir dumpet i havet. Denne behandlingsmetoden anses ikke som noe miljømessig problem da materialet inngår i de naturlige marine næringskjedene. Det er således ingen grunn til å overføre denne avfallsfraksjonen til de vanlige landbaserte avfallsordningene.

2.3.7 Fordeling på landsbasis

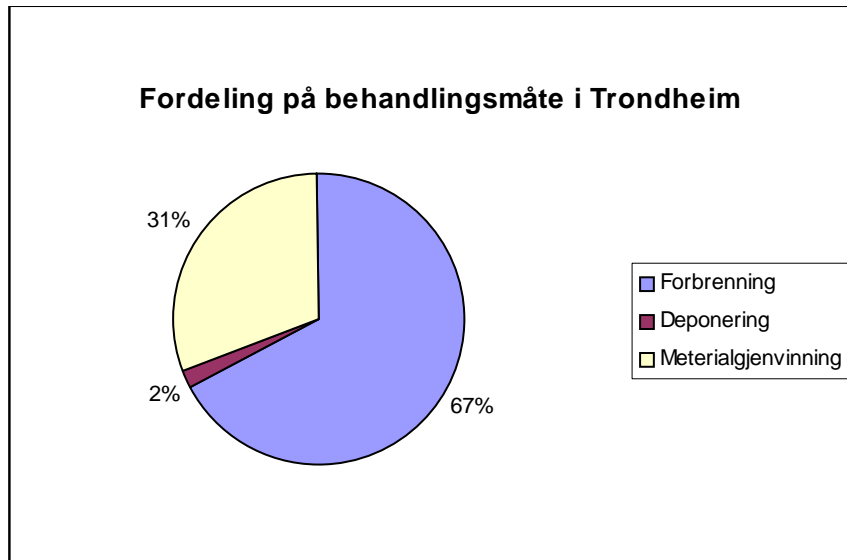
I figur 2-2 ser man utviklingen i den relative fordelingen over de forskjellige behandlingsmetodene for kommunalt avfall for perioden 1978-1999. Som vi ser har spesielt materialgjenvinning økt på bekostning av deponering ("lagt på fylling" i figuren). Likevel er det fremdeles deponering som på landsbasis er den dominerende avhendingsstrategien for kommunalt avfall (Statistisk Sentralbyrå, 2003a).



Figur 2-2: Utviklingen i kommunalt avfall etter behandlingsmetode 1978 - 1999 (Statistisk Sentralbyrå, 2003a).

2.3.8 Fordeling for Trondheim kommune

For Trondheim kommune er situasjonen svært forskjellig fra landsgjennomsnittet, og forbrenning er her den dominerende strategien. Dette skyldes det store anlegget til Heimdal Varmesentral som tar imot mesteparten av det kommunale avfallet fra Trondheim i tillegg til andre nærliggende kommuner. I Trondheim går hele 67 % av innsamlet forbruksavfall til avfallsforbrenning med energigjenvinning. Fordelingen over behandlingsmåter for forbruksavfallet for Trondheim kommune er vist i figur 2-3 (Miljøstatus i Trondheim, 2003).



Figur 2-3: Fordeling av forbruksavfall på behandlingsmåte for Trondheim kommune (Miljøstatus i Trondheim, 2003).

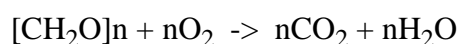
I kapittel 5 vil det komme en grundigere gjennomgang av avfallsmengdene og avfallsmodellen som er benyttet for situasjonen i Midt-Norge. Denne avfallsmodellen vil deretter legges til grunn for scenariene som følger i kapittel 6.

3 Avfallsforbrenning

I dette kapittelet følger en generell gjennomgang av forbrenning av avfall, forskjellige anleggstyper/teknologier for avfallsforbrenning, utnyttelse av energien fra forbrenningen og noen konkrete eksempler på anlegg som er av spesiell interesse for denne studien.

3.1 Generelt om forbrenning

Ved forbrenning skjer det en termisk nedbrytning av det organiske materialet under tilførsel av luft (aerob nedbrytning). Den kjemiske omvandlingen av materialet er i prinsippet lik biologisk nedbrytning (kompostering), men fordi reaksjonen avgir mye varme, stiger temperaturen raskt og de kjemiske reaksjonene skjer adskillig raskere. Hovedreaksjonen er som følger:



Når reaksjonene avgir varme stiger temperaturen til rundt 1000 °C (avhengig av teknologi og ovnstype) og denne varmen kan dermed utnyttes til energimessige formål. Nedbrytning ved forbrenning skjer ved mye høyere temperatur enn biologisk nedbrytning, og 95-100 % av det organiske materialet brytes ned. Ved å heve temperaturen skjer reaksjonene svært fort, og siden reaksjonene avgir varme øker temperaturen til rundt 1000 °C, avhengig av avfallsets energi-innhold, lufttilførsel og teknologitype. Etter forbrenningen står man igjen med uorganiske komponenter som glass, metaller, keramikk, sand og stein, samt uorganisk materiale som finnes i de brennbare komponentene. Disse restproduktene havner i bunnasken fra forbrenningsristen eller de separeres ut av røykgassrensaneanlegget

Prosessteknisk snakker man gjerne om de tre T'er som er avgjørende parametere for forbrenningen;

- Tid. Oppholdstiden i forbrenningskammeret er avgjørende for hvorvidt avfallet blir varmet tilstrekkelig opp og fullstendig forbrent til det bare er uorganisk materiale igjen.
- Temperatur. Denne må bli tilsvarende høy nok til at man får en fullstendig oksidasjon til karbondioksid og vann.
- Turbulens. Det er også avgjørende med turbulens i kammeret som sikrer en god blanding av brensel og luft for å oppnå fullstendig forbrenning.

3.2 Anleggstyper/teknologi

Det finnes flere typer forbrenningsanlegg som benytter seg av forskjellige forbrenningsteknologier. De vanligste anleggstypene er;

- ristovner (mass burn units),
- rotérovner (rotary kiln), og
- hvirvelsjiktovner (fluidized bed).

Ristovner er den vanligst anvendte teknologien i store forbrenningsanlegg. Ristovner er en forholdsvis enkel og rimelig teknologi hvor avfallet uten særlig forbehandling mates direkte på

en skråstilt rist i forbrenningskammeret (derav “mass burn”). En nærmere beskrivelse av to spesifikke anlegg som benytter denne teknologien følger i kapittel 3.4.

Roterovner er en annen anleggstype som bruker en skråstilt, langsomt roterende trommel som forbrenningskammer. Rotasjonen sikrer en god blanding av brensel og forbrenningsgasser. Denne ovnstypen er også godt egnet for brenning av spesialavfall.

En annen tilgjengelig teknologi er hvirvelsjiktovner, eller såkalte fluidized bed. Denne teknologien krever et mer finpartikulært brensel enn en ristovn, noe som gjør det nødvendig med noe forbehandling av avfallet. Teknologien består av en reaktor med et finpartikulært, inert materiale (sand) som ligger som et sjikt i bunnen. Forbrenningsluften blåses opp gjennom materialet og brenselet fra undersiden slik at man får et boblende lag som sikrer god miks av gasser og brensel. Det er imidlertid svært få anlegg i drift i dag som benytter seg av denne teknologien, da den har vist seg vanskelig å kommersialisere i praksis. Ristovner med sin rimelige, enkle og godt dokumenterte teknologi er derfor stadig den dominerende anleggstypen i dag.

3.3 Utnyttelse av energien

I avfallsforbrenningsanlegg utnyttes vanligvis varmen som utvikles til energimessige formål. Dette gjøres ved at den varme røykgassen varmeveksles med en kjel hvor energien gjenvinnes i form av damp eller varmt vann. Kommunalt avfall har et energiinnhold på ca. 10 MJ/kg, og 70-80 % av dette kan gjenvinnes som termisk varme. Det finnes tre hovedalternativer for utnyttelse av denne energien.

Boligoppvarming gjennom fjernvarme. Boligoppvarming har den ulempen at det kreves et fjernvarmenett, og at energibehovet svinger over året. Den beste utnyttelsen fås hvis varmenettet er så stort at energien fra avfallsforbrenningen dekker sommerbehovet, mens det økte forbruket om vinteren dekkes ved olje eller elektrisitet. Denne løsningen er valgt i Trondheim. En fordel er at en kan oppnå en høy energipris.

Prosessdamp til industri. Prosessdamp til industri er en jevnere avtaker enn boligoppvarming, og energifordelingsnettet behøver ikke å være så omfattende. Ulempen er at en som regel oppnår lavere energipris. Denne løsningen er valgt ved FOA's (Fredrikstad og Omegn Avløpsanlegg) anlegg i Fredrikstad.

Elektrisitetsproduksjon. Ved elektrisitetsproduksjon er energiutbyttet lavere enn ved direkte varmeutnyttelse, hvis ikke energiinnholdet i dampen utnyttes etter passering av turbinen. Fordelen med elektrisitet er at det finnes et eksisterende nett, slik at markedet ikke er begrenset til nærområdene. Energiprisen er også høy. En slik løsning er valgt ved Klemetsrud-anlegget i Oslo, som selger damp til Oslo Lysverker, som bruker dampen både til el-produksjon og fjernvarme (Brattebø H., Heie A., 2002).

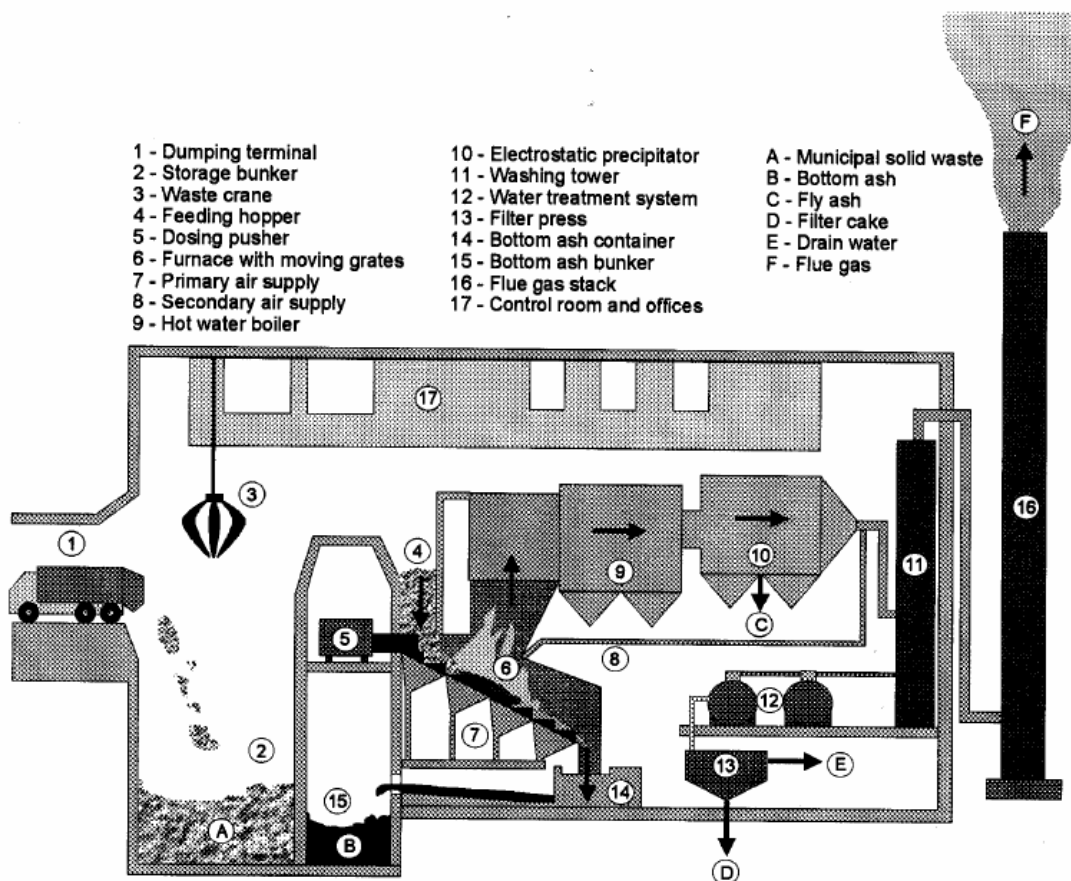
3.4 Eksempler på anlegg

I dette kapittelet følger en nærmere gjennomgang av noen konkrete teknologier eller anlegg for avfallsforbrenning som er av spesiell interesse for denne studien. Noen av anleggene, som Heimdal Varmesentral og flere anlegg levert av Energos, er i regulær drift i dag. Anleggene til EnviroArc (PyroArc og VitroArc) har ikke kommet like langt i kommersialiseringen og utbredelsen av anlegg. Men pilotanlegg for begge teknologiene samt to mindre anlegg som benytter PyroArc-teknologien har vist at anleggene har et potensiale innenfor forbrenning av

avfall og avhending av restprodukter. Anleggene er derfor tatt med da de anses som spesielt interessante med tanke på utfordringer knyttet til restproduktene fra avfallsforbrenning.

3.4.1 Heimdal Varmesentral

Heimdal Varmesentral (HVS) eies og drives av Trondheim Energiverk (TEV). Anlegget er et storskala forbrenningsanlegg for avfall som fungerer som grunnlast i TEVs fjernvarmesystem. Anlegget er et ristanlegg levert av Von Roll, og en prinsippkisse av anlegget er vist i figur 3-1.



Figur 3-1: Skisse av Heimdal Varmesentral (Brattebø H., Heie A., 2002).

Som figuren viser er anlegget utstyrt med en avfallsbunker (2) som fungerer som brenselbuffer. Herfra hentes avfallet (3) over i en matesjakt (4-5) som porsjonerer brenselet inn på en skråstilt, vannkjølt rist (6) hvor selve forbrenningen foregår. Bunnasken (B) faller av risten og samles opp i en container (14-15). De varme avgassene fra forbrenningen går deretter gjennom kjelen (9) hvor de varmeveksles med vann som er tilknyttet fjernvarmenettverket. Heretter passerer røykgassen et elektrostatiske filter (10) hvor partikkelformig filteraske hentes ut (C) før røykgassen går videre inn i en våtvasker/scrubber som fjerner ytterligere partikler samt gassformige forurensninger (11). Avløpsvannet fra våtvaskeren går gjennom et vannrensningssystem (12) og filterpresse (13) som separerer ut filterkaken (E) fra avløpsvannet (D). Røykgassen går ut i toppen av våtvaskeren og forlater anlegget ut av pipa (16).

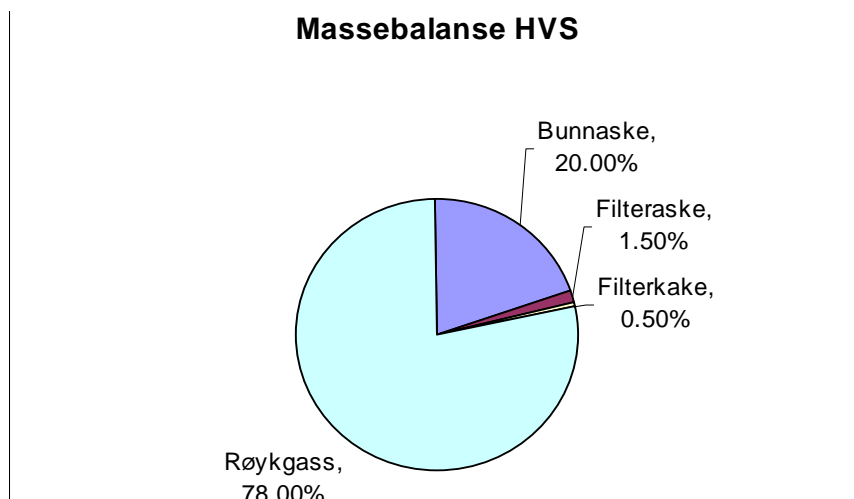
Anlegget ble satt i drift i 1985 med to parallelle forbrenningslinjer med en samlet kapasitet på 12 tonn per time. Årlig behandler anlegget ca 90000 tonn avfall, noe som betyr full utnyttelse av dagens kapasitet. Anlegget behandler husholdningsavfall fra omlag 250 000 mennesker i Trondheim og 15 kommuner i regionen. I tillegg mottar anlegget store mengder

brennbart avfall fra næringslivet. Kjelsystemet produserer hettvann som altså varmeveksles mot vann som sirkulerer i fjernvarmenettet. Årlig varmeproduksjon ligger rundt 225 GWh, hvorav 75 % utnyttes i fjernvarmenettet. Anlegget er et rent varmeverk, det produseres altså ikke damp eller elektrisitet. (Brattebø H., Heie A., 2002; Trondheim Energiverk, 2001). Anlegget drives i dag etter utslippstillatelse gitt av Statens Forurensningstilsyn (SFT) 11.11.1994. Utslippstillatelsen ble revidert og endret noe 30.10.1995. Tabell 3-1 viser krav til utslipp og registrerte utslipp til luft fra Heimdal Varmesentral i 2000 (Trondheim Energiverk, 2001).

Tabell 3-1: Krav til utslipp og registrerte utslipp til luft år 2000 (Trondheim Energiverk, 2001).

Parameter	Enhet	Kvav i utslippstillatelsen	Målt 2000	Totalt utslipp 2000
Totalt støv	mg/Nm ³	30	16	8,2 tonn
Organiske forbindelser	-"-	20	3,4	2,6 tonn
Hydrogenklorid (HCl)	-"-	50	0,8	0,5 tonn
Hydrogenfluorid (HF)	-"-	2	0,07	0,04 tonn
Svoveldioksid (SO ₂)	-"-	300	228	132 tonn
Kadmium (Cd)	-"-	0,05	0,002	0,9 tonn
Kvikksølv (Hg)	-"-	0,05	0,016	10 kg
Bly (Pb), krom (Cr), kobber (Cu), mangan (Mn)	-"-	5	0,05	32,6 kg
Arsen (As) og nikkel (Ni)	-"-	1	<0,004	<2,4 kg
Karbonmonoksid (CO)	-"-	100	<50	30 tonn
Dioksiner og furaner	ng/Nm ³	2	0,7	0,37 gram

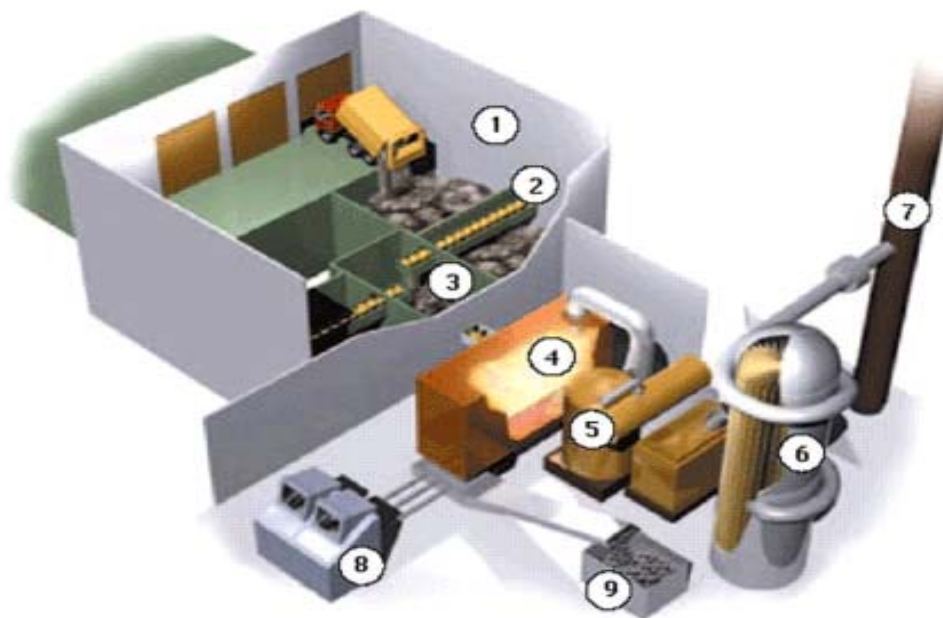
I henhold til hensikten med denne oppgaven er det spesielt interessant å se nærmere på hvordan den totale avfallsmassen som leveres til anlegget fordeler seg over utslippsveiene. Med utslippsveiene menes her de forskjellige veiene massen kan ta gjennom anlegget, altså *bunnaske* fra forbrenningsristen, *filteraske* og *filterkake* som samles opp av gassrensseanlegget og *røykgassen* som forsvinner ut av pipa. En nærmere forklaring og beskrivelse av hvordan avfallsmassen fordeler seg over utslippsveiene og forklaring av de forskjellige restproduktene følger i kapittel 5. De 90 000 tonnene med avfall som behandles av Heimdal Varmesentral fordeler seg på tørr basis som vist i figur 3-2. Som man kan lese av figuren havner 20 % i bunnasken, 1,5 % i filterasken, 0,5 % i filterkaken og de resterende 78 % forsvinner ut pipa som røykgass (Evensen E., 2003). Innholdet av miljøskadelige komponenter i de forskjellige restproduktene og behandlingsalternativer for disse vil bli nærmere diskutert i kapitlene 4 og 5.



Figur 3–2: Fordelingen av innfyrt masse for Heimdal Varmesentral (tørr basis) (Kilde: Evensen, 2003).

3.4.2 Energos

Energos er et privat foretak som har sprunget ut av de vitenskapelige miljøene rundt NTNU og Sintef i Trondheim. Selskapet har kommersialisert en teknologi for småskala forbrenningsanlegg med energigjenvinning. Anleggene er små sammenlignet med anlegg som HVS, men egner seg spesielt godt dersom de etableres i lokal tilknytning til industrivirksomhet med prosesser som har behov for energi i form av damp eller varmt/hett vann. Figur 3-3 viser en skisse over et typisk anlegg fra Energos.



Figur 3–3: Skisse over et typisk anlegg levert av Energos (Energos ASA, 2003).

Som man ser av figuren består et typisk anlegg av en avfallsbunker (1), mateskrue (2), mellombunker (3), ovn/forbrenningskammer (4), kjel (5), gassrensesystem (som består av et posefilter belagt med et spesielt membran i tillegg til injeksjon av kalk og aktivt karbon) (6), pipe (7), kon-

troll/kommando system (8) og askecontainer (9). Til tross for denne relativt enkle anleggskonfigurasjonen gir Energoss meget gode prestasjoner på energiutnyttelse og utslipp.

Energoss leverer forbrenningsanlegg av ulik størrelse, da lokaliseringen og dimensjoneringen av hvert anlegg vil tilpasses tilgjengelig avfallsbrensel og varme- /energibehovet i det spesifikke området hvor anlegget planlegges. Likevel opererer Energoss med et "standard anlegg" som markedsføres overfor eventuelle interessenter. Et standard anlegg fra Energoss med enkel linje har en kapasitet på 15 MW avhengig av kvaliteten og tilgjengeligheten på avfallsmaterialer. Denne maksimale produksjonen er basert på følgende designkriterier (Energoss ASA, 2003):

- Brenselforbruk - 35000 tonn/år
- Antall driftstimer - 7500 timer/år
- Netto brennverdi brensel - 14 MJ/kg

Som et konkret eksempel kan man se nærmere på Energoss første anlegg som ligger på Ranheim sju kilometer øst for Trondheim. Dette anlegget er bygget i direkte tilknytning til Peterson Ranheim Linerboard som er energiavtaker. Peterson produserer papir basert på resirkulert råstoffmateriale. Forbrenningsanlegget får sitt avfallsbrensel delvis fra Peterson selv (papirbaserte restmaterialer) i tillegg til industriavfall fra en rekke ulike kilder. Dette anlegget har følgende tekniske spesifikasjoner (Energoss ASA, 2003):

- Brenselforbruk - 10000 tonn/år
- Effekt kjel - 4 MW
- Energiproduksjon - 25 GWh/år

Som man ser av disse spesifikasjonene er anlegget på Ranheim mindre enn de største anleggene Energoss er i stand til å levere. Uansett klarer anleggene å operere med meget gode miljømessige prestasjoner. Tabell 3-2 viser hvordan utslippene fra Ranheim i år 2001 plasserer seg i forhold til gjeldende grenseverdier (Energoss ASA, 2003).

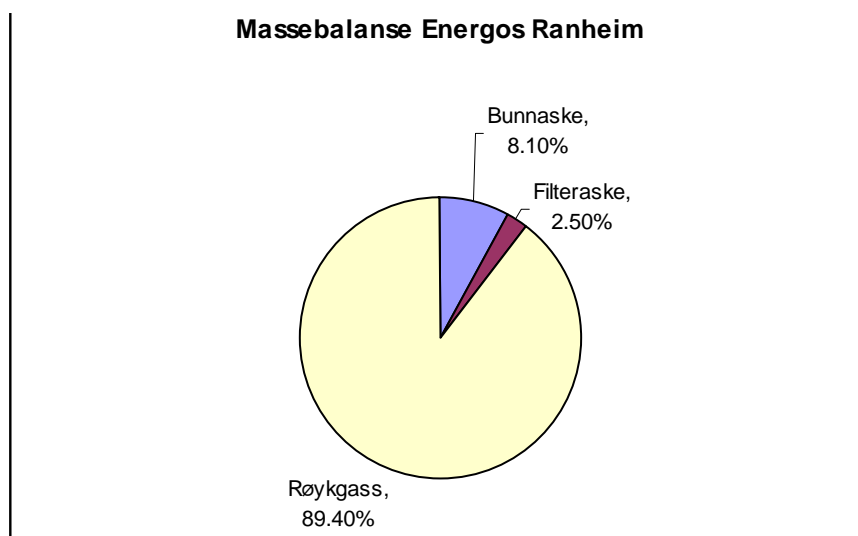
Tabell 3-2: Utslipp fra Energoss Ranheim 2001 (Energoss ASA, 2003).

Parameter	Utslippsgrense	Enhet	Kontinuerlige målinger	Periodiske målinger	Utslippenes andel av utslippsgrense i prosent
Støv	10	mg/Nm ³	1,0	0,1	1-10 %
Kvikksølv (Hg)	0,03	mg/Nm ³	n.a.	0,0001	0,4 %
Kadmium (Cd) og Tallium (Tl)	0,05	mg/Nm ³	n.a.	0,00004	0,12 %
Metaller	0,5	mg/Nm ³	n.a.	0,04	9 %
Karbonmonoksid (CO)	50	mg/Nm ³	8,4	2,0	4-17 %
TOC	10	mg/Nm ³	n.a.	1,3	13 %

Tabell 3-2: Utslipp fra Energos Ranheim 2001 (Energos ASA, 2003).

Parameter	Utslippsgrense	Enhet	Kontinuerlige målinger	Periodiske målinger	Utslippenes andel av utslippsgrense i prosent
Hydrogenfluorid (HF)	1	mg/Nm ³	n.a.	0,08	8 %
Hydrogenklorid (HCl)	10	mg/Nm ³	6,4	0,9	9-64 %
Notrogendioksid (NO ₂)	200	mg/Nm ³	109	146	55-73 %
Svoveldioksid (SO ₂)	50	mg/Nm ³	2,6	1,2	2-5 %
Amoniakk (NH ₃)	10	mg/Nm ³	n.a.	0,6	6 %
Dioksiner og furaner	0,1	mg/Nm ³	n.a.	0,014	14 %

Når det gjelder fordelingen av avfallsmassen over utslippsveiene bunnaske, filteraske, filterkake og røykgass for anlegget til Energos på Ranheim, vil man se at det er tildels store forskjeller sammenlignet med anlegget på Heimdal. Dette skyldes først og fremst at selve forbrenningsteknologien og gassrenseteknologien er forskjellige i de to anleggene, men også det faktum at Energos Ranheim kun behandler produksjonsavfall (industriavfall), mens Heimdal Varmesentral fortrinnsvis behandler forbruksavfall (vanlig husholdningsavfall) i tillegg til noe produksjonsavfall. Anlegget til Energos har ingen våt gassrensing (vasketårn, scrubber etc.) og vil således ikke stå igjen med en filterkake tilsvarende den Heimdal produserer av det våte slamm. Fordelingen av avfallsmassen for Energos Ranheim på tørr basis er vist i figur 3-4. Som man ser av figuren havner her 8,1 % i bunnasken, 2,5 % i filterasken og de resterende 89,4 % forsvinner ut pipa med røykgassen (Kleven R., 2003).

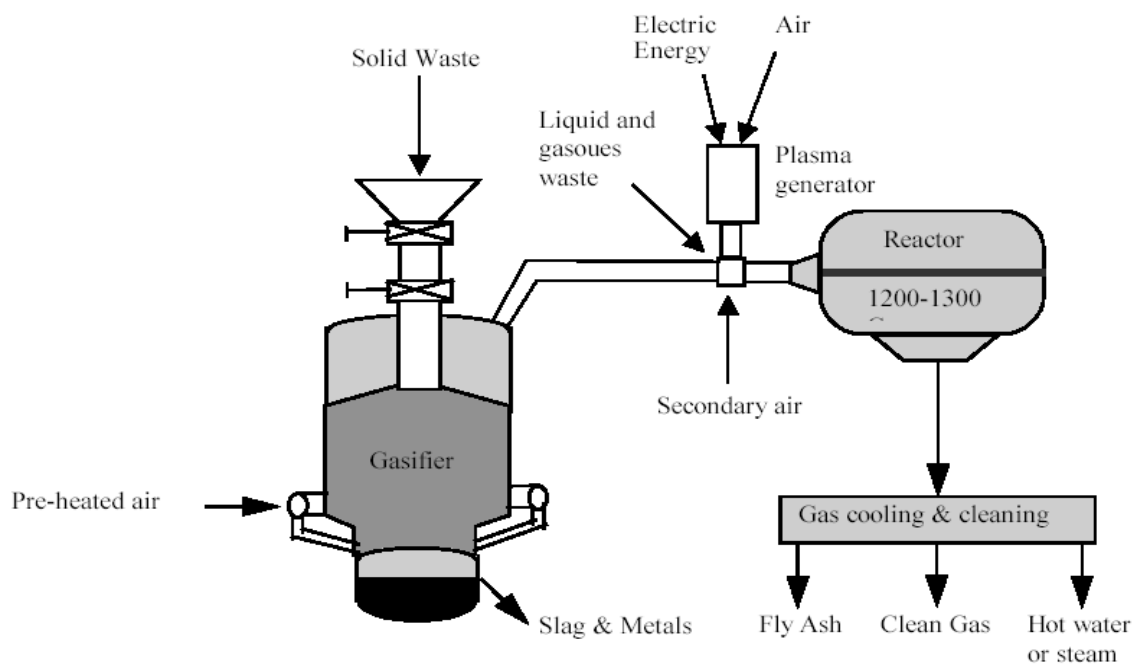


Figur 3-4: Fordelingen av innfyrt masse for Energos Ranheim (tørr basis) (Kleven R., 2003).

Etter at anlegget på Ranheim ble kommersielt realisert har Energos etterhvert også solgt denne teknologien til en rekke steder i Norge i tillegg til et anlegg i Sverige og Tyskland.

3.4.3 PyroArc

Pyroarc innebærer et totalt system for behandling av avfall og gjenvinning av materialer og energi som leveres av selskapet Enviroarc. Anlegget skiller seg vesentlig ut fra konvensjonelle forbrenningsanlegg da det ikke bare forgasser, forbrenner og omdanner avfallsmaterialer til energi, men representerer en tilnærming mot en mer helhetlig systemløsning som gir mulighet for noe materialgjenvinning (i form av metallutskilling), vitrifiering (stabilisering) av slaggprodukter i tillegg til energigjenvinning. Figur 3-5 viser en prinsippskisse av et PyroArc anlegg.



Figur 3-5: Prinsippskisse av PyroArc-teknologien (Enviroarc Technologies AS, 2003a)

Pyroarc-teknologien består av en totrinns prosess hvor det første er en motstrøms gassifiserings-/smelteenhet, den andre er en plasma generator som benytter seg av helt spesiell plasmateknologi.

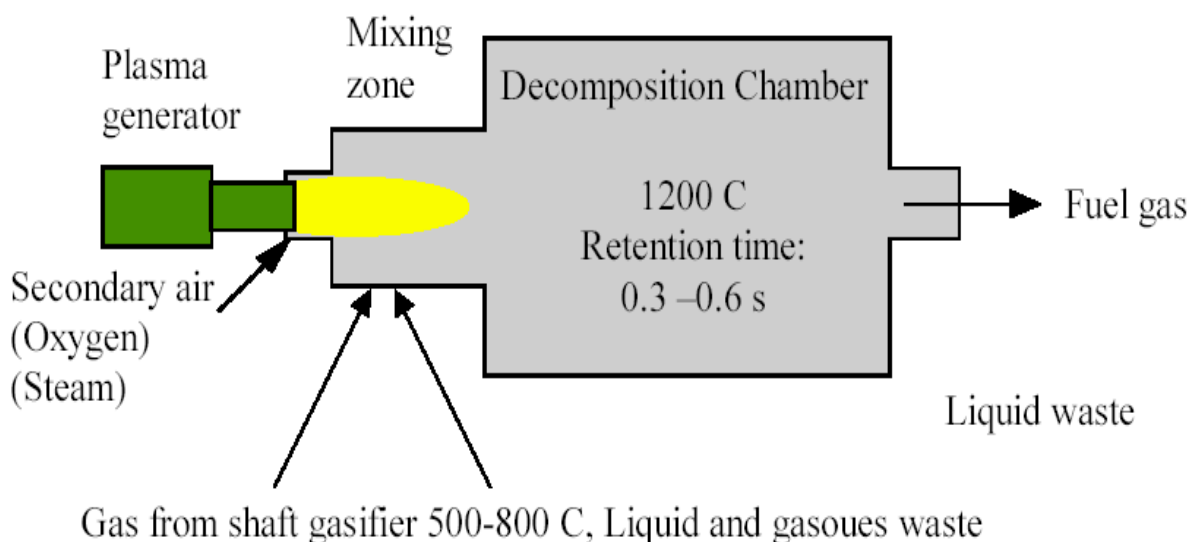
Avfallsmaterialet mates inn i toppen av gassifiseringsreaktoren som fungerer som en motstrøms gassifiseringsreaktor hvor avfallsmaterialet beveger seg nedover og pyrolysegassene strømmer motstrøms og tas ut i toppen av reaktoren. Temperaturen øverst i reaktoren er 300-500 ° C og fuktighet og flyktig materiale fordamper. Forvarmet luft tilføres i bunnen av reaktoren, og den brennbare organiske fraksjonen blir her gassifisert ved temperaturer rundt 1500 ° C. Ikke-brennbart uorganisk materiale som glass, metaller og mineraler blir smeltet/vitrifisert, og man tapper av et stabilt vitrifisert slaggprodukt i tillegg til en blandet metallsmelte i bunnen av reaktoren. Dersom avfallsmaterialet ikke inneholder tilstrekkelig glassdannende silika (avfall inneholder vanligvis noe glass som i seg selv kan være tilstrekkelig) kan vanlig glass eller mineraler som inneholder silika tilsettes slik at man sikrer et vitrifisert utlekkingsstabil slaggprodukt. Metallene i avfallet oppfører seg noe forskjellig, men hovedtendensen kan oppsummeres i følgende punkter:

- Metaller med lavere affinitet til oksygen enn jern (som Cr, Cu, Ni, Au, Ag) smelter og samles opp i en ren blandet metallsmelte.
- Metaller med høyere affinitet til oksygen enn jern (som Al, Mg, Ti, Ca) vil oksideres og havne i det glassaktige slagget som stabiliserte metalloksider (jern kan reduseres til smelte dersom ekstra kull eller kalkstein tilsettes som reduksjonsmiddel).
- Flyktige metaller (som Zn, Pb, Hg) vil fordampes og forsvinne videre i prosessen med pyrolysegassene.

Etter gassifiseringen ledes pyrolysegassene inn i trinn to som er en plasmagenerert dekomposisjonsreaktor. Pyrolysegassen som hovedsaklig består av karbonmonoksid og nitrogen, men som også inneholder mye forurensninger som tjære og halogenerte- og klorinerte hydrokarboner, mikses i dekomposisjonsreaktoren like før plasmageneratoren. Når gassmiksen utsettes for plasmageneratoren vil svært høye temperaturer (opptil 3000-5000 ° C) og sterke dynamiske krefter (600-800 m/s) medvirke til at gassen blir dekomponert til enkle gasmolekyler. Miksesonen etterfølges av en ekspanderende reaksjonszone, og oppholdstiden i reaktoren er tilsammen 0,3-0,6 sekunder. Plasmageneratoren, som regnes som selve kjernen i PyroArc-teknologien, har tre hovedfunksjoner:

- Initiere dekomposisjonsreaksjonene ved hjelp av høy energitetthet.
- Sikre en god miks av gassene slik at alle komponenter når de nødvendige høye temperaturene.
- Kontrollere temperaturen i dekomposisjonsreaktoren ved å tilføre energi på en kontrollert måte.

Temperaturen i selve dekomposisjonsreaktoren ligger på 1200-1400 ° C. Hydrokarboner og halogenerte hydrokarboner blir fullstendig dissosiert og reaktoren gir en brenselgass som produkt. Eventuelle dioksiner og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i de tilførte gassene vil også bli fullstendig nedbrutt. Graden av oksidasjon av brenselgassen som produseres justeres av tilførsel av sekundær luft til reaktoren. Figur 3-6 viser en prinsippskisse av selve dekomposisjonsreaktoren med plasmageneratoren.



Figur 3-6: Prinsippskisse av dekomposisjonsreaktoren med plasmageneratoren (Kilde: Enviroarc Technologies)

AS, 2003a).

Dersom anlegget eventuelt mottar gasser eller væsker, kan disse mates direkte inn i dekomposisjonsreaktoren uten å ha gått gjennom gassifiseringsreaktoren først.

Gassene forlater så dekomposisjonsreaktoren ved en temperatur på rundt 1200 ° C. Gassene blir nå avkjølt til rundt 800 ° C av resirkulert rensset gass eller ved hjelp av quenching med vann. Deretter følger et konvensjonelt gassrensseanlegg som kan variere fra anlegg til anlegg avhengig av lokale forhold og utslippstillatelser. Det er likevel enkelte forskjeller fra gassrensningen i forhold til et konvensjonelt forbrenningsanlegg. Gassvolumet fra PyroArc-prosessen er bare 30-40 % av volumet til et forbrenningsanlegg av tilsvarende størrelse. I tillegg er gassen i seg selv en brennebar gass og dermed et brenselprodukt. Gassen inneholder praktisk talt ingen dioksiner eller hydrokarboner, og den inneholder kun 10-30 ppm NO_x. Det lave gassvolumet medfører også lave kvikksølvutslipp, da utlippene av kvikksølv avhenger vel så mye av det totale gassvolumet som mengden kvikksølv i det innfyrte brenselet. Andre flyktige metaller som sink (Zn) og bly (Pb) blir fanget opp av gassrensseanlegget og konsentreres i restproduktene fra gassrensningen (flyveaske). Konsentrasjonen av disse metallene i restproduktene kan være så høy som 20-25 %, noe som kan gjøre det aktuelt å gjenvinne metallene fra restproduktene (EnviroArc Technologies AS, 2003a).

I prinsippet kan alle typer avfallsmaterialer eller brensler bli behandlet i PyroArc-prosessen. Etter behandlingen står man igjen med et stabilt slagggprodukt, en blandet metallsmelte og en ren brenselgass. Det svært utlekkingsstabile slagget kan brukes som fyllmasse eller konstruksjonsmateriale. Metallsmelten kan støpes inn i salgbare metallprodukter eller sendes videre for raffinering og utskilling av rene metaller. Det organiske materialet blir konvertert til en ren brenselgass som hovedsaklig består av CO, H₂, N₂ og noe CO₂. Denne gassen kan brennes i en gassturbin for produksjon av elektrisitet eller brennes for produksjon av damp eller varmt vann.

Oppsummert kan man si at PyroArc-prosessen medfører følgende produkter:

- Brenselgass. Den produserte gassen har en nedre brennverdi på 4 MJ/m³. Innholdet av CO og H₂ er på tilsammen 35-40 %. Gassen inneholder lite NO_x og vil gi lave NO_x-utslipp ved forbrenning.
- Slagg. Avhengig av sammensetning til det innfyrte avfallet og eventuell tilsats av glassdannende materialer vil man stå igjen med et glassaktig slagg med gode utlekkingssegenskaper.
- Metaller. Metaller med lavere affinitet til oksygen enn jern forekommer som blandet metallsmelte som tappes separat fra prosessen. Dette produktet kan selges for videre utnyttelse.
- Restprodukter fra gassrensningen. Gassrensningen medfører restprodukter som filterstøv (med Zn og Pb), alkaliske salter og filtermasse fra kvikksølvfjerning. Sink (Zn) og bly (Pb) kan potensielt gjenvinnes fra disse restproduktene, men ellers må disse produktene avhendes på spesialavfallsdeponi. Mengdene det er snakk om er imidlertid adskillig mindre enn dem man oppnår ved konvensjonell avfallsforbrenning.

Energimessig gir PyroArc gode resultater med en total termisk virkningsgrad på 90-94 %. Den produserte brenselgassen representerer mesteparten (70-80 %) av den genererte energien, de siste 20-30 % er i form av varme. 2-10 % av den tilførte energien er elektrisk energi som må

tilføres plasmageneratoren. Vann- og fuktighetsinnholdet i det inngående avfallsmaterialet har størst betydning for energiforbruket. Den høye andelen brenselgass gjør prosessen egnet for elektrisitetsproduksjon. Tabell 3-3 viser den totale energibalansen for et PyroArc-anlegg som behandler 6700 t/h (korrigert for antatt brennverdi tilsvarer dette 105 GJ/h).

Tabell 3-3: Total energibalanse for et PyroArc-anlegg som behandler 6700 t/h (eller 105 GJ/h). Alle tall i GJ/h (Enviroarc Technologies AS, 2003a).

	Energi inn		Energi ut
Avfall	105	Produsert gass	74,9
Primær luft	1,58	Produsert varme	34,1
Sekundær luft	3,39	Slagg + metaller	1,26
Plasmagenerator	3,38	Varmetap	3,18
Totalt inn	113,4	Totalt ut	113,4

Tabell 3-4 viser resultatene til EnviroArcs utlekkings tester for slagget produsert i gassifiseringsreaktoren.

Tabell 3-4: Testresultater fra utlekkings tester utført av EnviroArc (Enviroarc Technologies AS, 2003a).

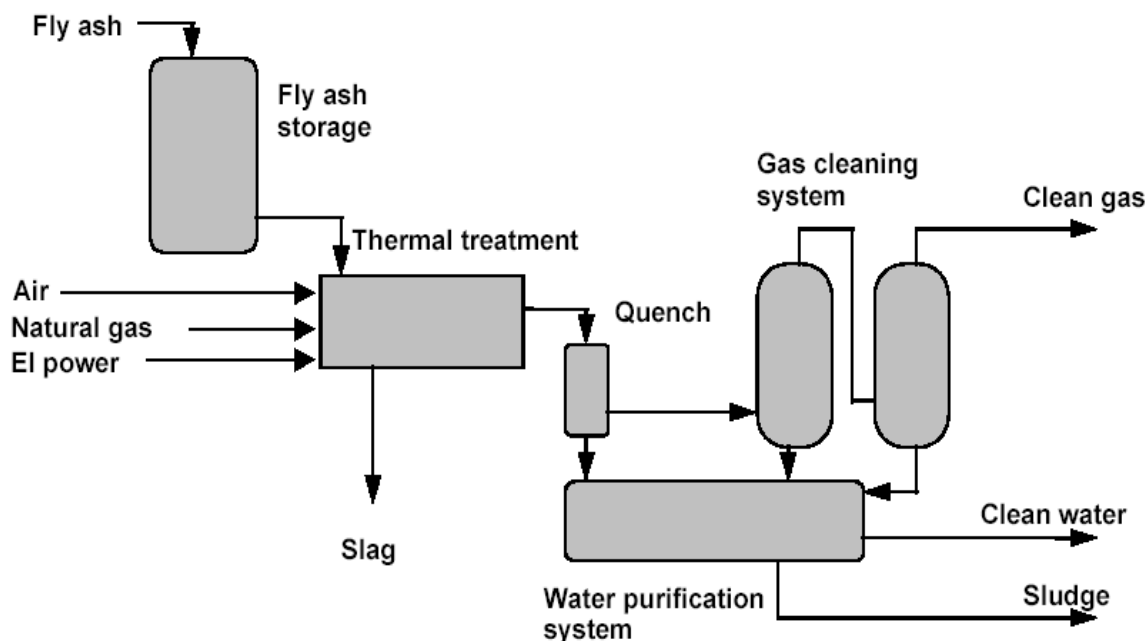
Element	PyroArc	Grenseverdi U1, Nederland
As	<0,01	0,3
Ba	0,017	4
Cd	<0,0007	0,1
Co	0,0014	0,2
Cr	0,75	1,0
Cu	0,071	0,35
Hg	d.m.	0,005
Ni	0,19	0,35
Pb	0,01	0,8
V	<0,1	0,7
Zn	0,08	1,4

Denne tabellen er basert på testresultater som EnviroArc har fått fra sitt pilotanlegg som har vært i drift ved ScanArc Technologies siden 1986. Som tabellen viser ligger resultatene godt under grenseverdiene for Nederland, som forøvrig er blant de strengeste i verden. Resultatene medfører at slagget fra prosessen har såkalt ubegrenset anvendelse, noe som innebærer at det kan brukes som et vanlig bygningsmateriale uten restriksjoner (EnviroArc Technologies AS, 2003a).

3.4.4 VitroArc

Selskapet EnviroArc leverer også en teknologiløsning basert på plasmateknologi som kalles VitroArc. Mens PyroArc er et totalt system for avfallsbehandling som representerer et alternativ til de konvensjonelle forbrenningsanleggene, er VitroArc en ren vitriferingsprosess for behandling av restproduktene fra vanlig forbrenning. Hovedhensikten med teknologien er å produsere et stabilt vitrifisert slagprodukt som sørger for permanent stabilisering av de miljøskadelige komponentene i askeprodukter fra vanlig avfallsforbrenning.

Restproduktene fra avfallsforbrenning (som vil bli nærmere beskrevet i kapittel 4) inneholder forurensninger som tungmetaller, kloriner, sulfater, salter, dioksiner og andre organiske forbindelser som vil lekke ut dersom restproduktene deponeres uten videre behandling. Siden konvensjonell forbrenning tross alt er den dominerende termiske behandlingsmetoden for avfall i dag, kan VitroArc være en nyttig prosess for å stabilisere forurensningene fra forbrenningsaskene, og dermed representere et mer miljøvennlig alternativ til dagens stabiliserings- og deponeringsstrategier. Etter at avfallsforbrenningsanleggene har blitt flinkere til å rense utslippene til luft, er det i dag størst utfordringer knyttet til avhendingen av askeproduktene hvor forurensningene har blitt konsentrert. VitroArc-prosessen vitriferer forbrenningsaske til et svart glassaktig slag som er utlekkingsstabil. Flyktige tungmetaller blir også separert ut i prosessen, mens slagget kan anvendes som bygningsmateriale på samme måte som slagget som blir produsert i PyroArc-prosessen. Prosessen har ikke blitt fullstendig kommersielt realisert enda, men har blitt testet i et pilotanlegg som med en behandlingseffektivitet på ett tonn per time. Totalt har over 400 tonn forbrenningsaske blitt behandlet i dette pilotanlegget. Således har man høstet gode erfaringer som viser teknologiens potensiale. Figur 3-7 viser en prinsippskisse av et VitroArc-anlegg.



Figur 3-7: Prinsippskisse av et VitroArc-anlegg (Kilde: EnviroArc Technologies AS, 2003b).

VitroArc representerer en teknologi hvor alle skadelige komponenter i askeproduktene blir fullstendig uskadeliggjort og fjernet. Prosessen består av følgende tre hovedelementer:

- Mottak- og lagringsenhet som tilfører materialet til prosessbehandlingen.

- Termisk behandlingssenhet som benytter plasmateknologi.
- Renseanlegg som behandler avgassene og fuktig slam.

Forbrenningsaske føres fra lagertanken pneumatisk inn i vitriferingsreaktoren som er drevet av en plasmagenerator. De flyktige komponentene i asken som klor, svovel, sink og bly fordamper, mens resten vitriferes til et stabilt glassaktig slag. Elektrisk energi til å drive plasmageneratoren i tillegg til forbrenning av et tilleggsbrensel (for eksempel naturgass) sørger for tilstrekkelig energi og varmeutvikling til vitriferings- og gassifiseringsprosessene i reaktoren. Like ved plasmageneratoren (den såkalte “flash” smeltesonen) er det rundt 1400 °C og følgende reaksjoner finner sted:

- Dekomposisjon og fordampning av kloriner, sulfater, karbonater og deler av de alkaliske metallene.
- Reduksjon og fordampning av sink (Zn) og bly (Pb).
- Dekomposisjon og delvis forbrenning av organiske forbindelser.
- Vitrifisering og stabilisering av de resterende komponentene.

Oppholdstiden i “flash-sonen” ved plasmageneratoren er ca. ett sekund, og gasser og slag separeres etter denne sonen. Det vitrifiserte slagget kan deretter tappes ut i bunnen av reaktoren. Den kjemiske komposisjonen og utlekkingsstabiliteten til slagget er avhengig av forholdet mellom SiO₂ og CaO i tillegg til innholdet av Al₂O₃. Vanligvis inneholder forbrenningsaske tilstrekkelig med silisium- og mineralforbindelser til at slagget blir tilstrekkelig vitrifisert. Alternativt kan noe glassdannende materiale (som f.eks. sand) tilføres reaktoren.

Avgassene fra reaktoren blir nedkjølt av vann i en “quencher” etter reaktoren før de går videre gjennom et gassrenseanlegg. Gassrenseanlegget består av et vasketårn som renser ut partikler og sure forbindelser fra avgassene. Etter denne behandlingen står man igjen med en brenselgass som består av like deler CO, CO₂ og H₂. Oksidasjonen av denne produktgassen blir kontrollert av forholdet mellom luft og brensel i “flash-sonen” i reaktoren. For å få fordampet mesteparten av sinken (Zn) og blyet (Pb) i tillegg til å holde innholdet av NO_x under 50 ppm blir bare 20-30 % av karbonmonoksidet (CO) oksidert til karbondioksid (CO₂) i “flash-sonen”. Restproduktene fra renseanlegget (“quencher” og vasketårn) inneholder mye sink (Zn) og bly (Pb), da disse elementene har blitt separert ut fra den produserte gassen. Det høye innholdet av disse tungmetallene gjør at restproduktene kan videresendes til metallurgisk industri for separering og gjenvinning av disse metallene. Løselige alkaliske salter kan tørkes og konsentreres for gjenbruk i industrien.

Oppsummert kan man si at VitroArc-prosessen medfører følgende produkter:

- Slagg. 600 kg vitrifisert, utlekkingsstabil, glassaktig slag produseres per tonn aske behandlet i anlegget.
- Slam. “Quencheren” og vasketårnet produserer et fuktig slam som hovedsaklig inneholder metallhydroksider. Over halvparten av dette er oksider av sink (Zn) og bly (Pb), noe som gjør det attraktivt for separering og gjenvinning.
- En ren brenselgass av like deler CO, CO₂ og H₂. Gassen inneholder mindre enn 50 ppm NO_x.

- En rensed løsning av vannløselige salter, hovedsaklig NaCl og KCl. Disse kan tørkes og konsentreres og dermed gjenbrukes i industrien.

EnviroArc har testet VitroArc-teknologien i et pilotanlegg ved ScanArcs fasaliteter i Sverige. Totalt 400 tonn forbrenningsaske har blitt behandlet i anlegget, og omfattende tester er utført for å etablere data på energibruk, utslipp, mengder og miljøprestasjon. Tabell 3-5 viser hvordan de forskjellige elementer og komponenter distribueres over de forskjellige produktene (slag, slam og gass).

Tabell 3–5: Gjennomsnittlig sammensetning av forbrenningsasken og fordelingen over produktene slag, gass og slam. Alle data hentet fra pilotanlegget til EnviroArc (EnviroArc Technologies AS, 2003b).

Komponent	Vekt%	Komponent	Vekt%	Andel til slag (vekt%)	Andel til gass (vekt%)	Andel til slam (vekt%)
C	0,6	CaCO ₃	5,0	0	100	0
S	3,5	CaSO ₄	14,9	0	100	0
Cl	9,7		9,7	0	100	0
P ₂ O ₅	0,9		0,9	97	0	3
CaO	19,0	CaO	10,1	97	0	3
MgO	2,5		2,5	97	0	3
K ₂ O	4,4		4,4	4	96	0
Na ₂ O	6,3		6,3	6	94	0
SiO ₂	19,9		19,9	97	0	3
Al ₂ O ₃	11,9		11,9	97	0	3
Fe ₂ O ₃	1,4		1,4	97	0	3
Pb	1,0	PbO	1,1	2	95	3
Zn	3,0	ZnO	3,7	9	88	3
Cd	0,04	CdO	0,05	5	92	3
Cr	0,03	Cr ₂ O ₃	0,04	97	0	3
Cu	0,10	CuO	0,13	97	0	3
Mn	0,06	MnO	0,08	97	0	3
Ni	0,01	NiO	0,01	97	0	3
		TOTAL	93,8			

Kalsium (Ca), fosfor (P), silisium (Si), magnesium (Mn), aluminium (Al), jern (Fe), kobber (Cu), krom (Cr), mangan (Mn) og nikkel (Ni) vitriferes i slagget. Karbon (C) oksideres til karbonmonoksid (CO) og karbondioksid (CO₂) og gassifiseres fullstendig. Svovel (S), klor (Cl), kalium (K), natrium (Na), bly (Pb), sink (Zn) og kadmium (Cd) gassifiseres, men fanges deretter opp av gassrenseanlegget. En typisk analyse av slagget og slammet er vist i tabell 3-6.

Tabell 3–6: Typisk analyse av slagg og slam produsert i pilotanlegget (EnviroArc Technologies AS, 2003b).

Komponent	Slagg (vekt%)	Slam (vekt%)
CaO	32,8	7,5
SiO ₂	34,4	7,8
MgO	4,3	1,0
Al ₂ O ₃	4,3	4,7
Pb	0,04	13,9
ZnO	0,5	44,6
K ₂ O	0,4	2,8
Na ₂ O	0,6	3,9
FeO	2,2	0,5
P ₂ O ₅	1,6	0,2
CdO	<0,01	0,5
Cr ₂ O ₃	0,08	0,02
CuO	0,22	0,05
MnO	0,13	0,2
NiO	0,01	<0,01
TiO ₂	2,1	0,4

Energiforbruket til VitroArc-prosessen ligger på omlag 1050 kWh per tonn aske behandlet, fordelt på 875 kWh elektrisitet og 175 kWh fra brenning av naturgass eller propan. I tillegg brukes omlag 40 kg kullpulver eller andre hydrokarboner per tonn aske behandlet for å kontrollere dannelsen av NO_x og gassifiseringen av sink (Zn) (EnviroArc Technologies AS, 2003b; Lynum S., 2003).

4 Restprodukter og behandlingsmetoder

Forbrenning fungerer ikke som noen endelig avhending av avfallet. Avfallsforbrenning medfører i seg selv en del restprodukter som må tas spesielt hånd om i etterkant. I dette kapittelet følger en generell gjennomgang av forskjellige askeprodukter (restprodukter) som oppstår ved forbrenning av avfall, dagens system for avhending av disse restproduktene samt en gjennomgang av forskjellige alternative avhendingsstrategier for restproduktene.

4.1 Askekarakteristikk

I løpet av 1970- og 1980-årene ble avfallsforbrenning gjenstand for stadig økende oppmerksomhet og skepsis overfor utslippene til luft. Dette førte til at industrien utviklet stadig mer omfattende rensesystemer for avgassene. Etterhvert som utslippene til atmosfæren ble renere, ble også den vitenskapelige og miljømessige oppmerksomheten gradvis rettet mot restproduktene som disse gassrensesystemene produserte. De farlige komponentene var altså flyttet fra røykgassen til askeproduktene. Selv om mengdene askeprodukter er små vektmessig sammenlignet med den totale røykgassmengden, har de naturlig nok fått stor miljømessig betydning ettersom blant annet tungmetaller og dioksiner er adskillig mer konsentrert i disse restproduktene sammenlignet med røykgassen. De totale mengdene av tungmetaller er også vektmessig mye høyere i askeproduktene enn i røykgassen (Sabbas T. et. al., 2003).

Et moderne avfallsforbrenningsanlegg produserer en rekke forskjellige restprodukter i form av askefraksjoner i større eller mindre mengder. De forskjellige typene inkluderer bunnaske fra forbrenningsristen, sintret materiale fra forbrenningsristen, aske fra kjelen og varmeutvekslingssystemet, filteraske fra enten elektrostatisk filter eller posefilter og restprodukter fra scrubber eller våtvaskeranlegg. For å unngå forvirring omkring de forskjellige askefraksjonene som kan oppstå fra forskjellige anleggsteknologier, følger her en gjennomgang av de begrepene som vil bli brukt heretter.

Det er vanlig praksis i litteraturen å omtale bunnaske, sintret materiale og eventuell kjelaske som *bunnaske*, da disse fraksjonene vanligvis likevel blandes og behandles sammen. Denne bunnasken er grovpartikulær og består av ikke brennbart (uorganisk) materiale og noe uforbrent organisk materiale. Bunnasken kan også inneholde biter av metaller og glass, dersom dette ikke har blitt tilstrekkelig separert ut i forkant av forbrenningen.

Videre omtales eventuell akse fra varmevekslersystemet (såkalt economizer ash) og filteraske fra elektrostatisk filter eller posefilter som *filteraske*, da disse fraksjonene likeledes samles og behandles sammen. Dette er en langt mer pulveraktig og finpartikulær aske.

Deretter har man våtvaskere/scrubber (våt, halvtørr eller tørr renseteknologi) som på grunn av tilsats av forskjellige materialer (deriblant vann og kalkforbindelser for å vaske ut de sure komponentene i avgassene) medfører avløpsvann/slam. Dette våte produktet går vanligvis gjennom en presse hvor mesteparten av de forurensende komponentene separeres ut i en tørr *filterkake*. Som filterasken er også filterkaken finpartikulær og pulveraktig sammenlignet med den grove bunnasken.

Til slutt står man igjen med en *røykgass* som forsvinner ut av pipa uten noen videre behandling. Denne røykgassen vil hovedsaklig bestå av CO₂ og H₂O (vanndamp), noe som er grunnen til at denne utslippsveien utgjør den desidert største andelen av den totale massen til restproduktene.

Dermed står man igjen med de fire residualene som det vanligvis refereres til i forbrenningsterminologien; bunnaske, filteraske, filterkake og røykgass. Strengt tatt vil også avløpsvannet man står igjen med etter filterpressen kunne kalles et restprodukt, noe som også gjøres noen steder i litteraturen. Men stort sett er konsentrasjonen av forurensninger i dette avløpsvannet forsvinnende liten sammenlignet med askefraksjonene, og derfor ser man ofte bort fra denne utslippsveien (Sørum L., 2000; J. Sandgren, A. Heie, T. Sverud, 1996).

Både bunnasken fra ovnen, filterasken og filterkaken fra røykgassrensingen inneholder blant annet tungmetaller, dioksiner og uorganiske salter som utgjør en miljømessig potensiell risiko. Dette krever at disse restproduktene tas forsvarlig hånd om i etterkant av forbrenningen. Avhending av restproduktene er derfor av spesiell interesse med tanke på å minimere de miljømessige og helsemessige virkningene i etterkant. I de kommende delkapitlene følger en gjennomgang av dagens situasjon samt en gjennomgang av forskjellige alternative avhendingsstrategier for disse restproduktene.

4.2 Dagens situasjon for restproduktene i Midt-Norge

Deponering er den metoden som i dag anvendes for restproduktene i regionen, og stort sett i landet forøvrig. Det er imidlertid forskjellig praksis som gjelder for de forskjellige residualene.

4.2.1 Behandling av bunnasken

Bunnasken regnes ikke som spesialavfall med dagens gjeldende forurensningslovgivning. Den kan dermed fraktes direkte til vanlige avfallsdeponier uten noen videre behandling. For tilfellet Midt-Norge regionen vil det først og fremst si avfallsfyllingen på Heggstadmoen utenfor Trondheim hvor bunnasken brukes som toppdekke og mellomdekke. Da bunnasken er alkalisk (høy pH) har den en viss funksjon på fyllingene, siden den virker syrenøytraliserende overfor eventuell sur avrenning. Andre steder i landet kan bunnasken også bli brukt som fyllingsmasse i forbindelse med veibygging og annen anleggsvirksomhet, eller som tilsatsmiddel i asfaltprodukter eller sement. Denne alternative utnyttelsen av bunnasken er imidlertid adskillig mer utbredt i resten av Europa enn i Norge (Kosson D.S. et. al., 1996).

4.2.2 Behandling av filteraske og filterkake

Filterasken og filterkaken blir derimot med dagens gjeldende forurensningslovgivning definert som farlig avfall, og det blir fraktet til spesialavfallsdeponiet til NOAH på Langøya utenfor Holmestrand.

NOAHs virksomhet er blant annet underlagt bestemmelser i forurensningsloven og forskrift om spesialavfall. Statens forurensningstilsyn (SFT) gir de nødvendige tillatelser til å kunne drive virksomheten, samtidig som SFT også definerer de betingelser som skal gjelde for blant annet å begrense utslipp. Tillatelsen for anlegget på Langøya gjelder mottak av uorganisk spesialavfall. Tillatelsen beskriver hvilke typer avfall som kan mottas for behandling og i hvilke mengder. Samtidig beskriver den på hvilke vilkår virksomheten skal drives, og herunder defineres blant annet utslippsgrenser både pr døgn og pr år (Norsk Avfallshåndtering AS, 2003).

På Langøya er det spesielle naturgitte forutsetninger for å kunne ta hånd om dette spesialavfallet. Tidligere utvinning av kalkstein har etterlatt seg to store dagbrudd på tilsammen nesten 10 millioner kubikkmeter under havoverflaten. I det ene dagbruddet utvinnes det fortsatt kalkstein som brukes til syrenøytralisering av forskjellige spesialavfallstyper. Forbrenningsasken

som kommer til Langøya går gjennom et prosesstrinn som kombinerer nøytralisering og solidifisering slik at man står igjen med et gipsmateriale (kalsiumsulfat) hvor tungmetallene er bundet i gipsen. Dette materialet deponeres i de store kalksteinsdagbruddene, og over tid vil materialet på grunn av høyt trykk etterhvert som deponiet fylles opp omdannes til stabile bergarter som ytterligere reduserer utlekkingsfaren. Oppfylling av dagbruddene fører til en gradvis rehabilitering av Langøyas naturlige form, inntil anlegget har nådd sin maksimale kapasitet og forurensningene forekommer som stabile bergarter lagvis under overflaten. Mengden tungmetaller i det avfallet som i 1998 ble behandlet på Langøya, utgjorde ca 11.400 tonn (dette tallet er imidlertid inklusive jern og mangan som ikke regnes som tungmetaller). Kun 0,02 prosent av denne mengden havnet i prosessanleggenes avløpsvann som havner i sjøen (Norsk Avfallshåndtering AS, 2003).

Langøya mottar all forbrenningsaske som genereres i Norge. I tillegg importeres noe aske fra utlandet, fortrinnsvis aske fra danske kullkraftverk. I år 2002 mottok anlegget på Langøya 120 000 tonn forbrenningsaske av totalt 600 000 tonn spesialavfall mottatt totalt. Forbrenningsasker utgjør dermed en betydelig del av virksomheten ved anlegget (Liahagen J.E., 2003). Mengdene forbrenningsaske som mottas fra Midt-Norge regionen vil bli beregnet og diskutert kapittel 5.

4.3 Alternative behandlingsstrategier for restproduktene

Det finnes flere mulige strategier for å behandle og avhende askeproduktene fra avfallsforbrenning. Deponering er som nevnt den dominerende strategien i dag, men det pågår kontinuerlig forskning og vitenskapelig diskusjon omkring forskjellige avhendingsstrategier og effektene av disse. Diskusjonen omkring alternative behandlingsmetoder for restproduktene er imidlertid preget av mye usikkerhet, og det eksisterer ingen vitenskapelig konsensus vedrørende hva som er den beste strategien for forbrenningsaskene.

4.3.1 Bedre sortering i forkant av forbrenningen

En overordnet strategi man imidlertid kan enes om går ut på å bedre sorteringen i forkant av forbrenningen. På den måten kan innholdet av uønskede komponenter som tungmetaller reduseres allerede før avfallet blir forbrent. Dette kan til en viss grad redusere forekomsten av forurensende komponenter i de forskjellige restproduktene. Forekomsten av klor i forbrenningen er et eksempel på en komponent som kan ha innvirkning på enkelte tungmetallers oppførsel i forbrenningsanlegg, spesielt med tanke på flyktighet til enkelte tungmetaller (Sawell S.E. et. al., 1995). Utsortering av metaller og andre rene fraksjoner gjøres imidlertid til en viss grad de fleste steder i dag. For eksempel vil Heimdal Varmesentral alltid sortere ut større biter av metaller og andre ikke brennbare komponenter før avfallet mates på risten. Likevel er det fortsatt mye tungmetallholdig avfall som av praktiske grunner ikke lar seg sortere ut i forkant av forbrenningen. Rene, brennbare avfallsfraksjoner som eksempelvis plast og trevirke vil alltid inneholde visse mengder klor og tungmetaller som frigis når avfallet forbrennes. Denne strategien er dermed på langt nær tilstrekkelig alene.

4.3.2 Tekniske forhold ved forbrenningsanlegget

Ved å optimalisere operasjonelle forbrenningstekniske parametre (f.eks. temperatur, oppholdstid) og endre tekniske løsninger ved anleggene kan man til en viss grad påvirke hvordan tung-

metaller og andre forurensninger fordeler seg over utslippsveiene, og i hvilke former de forekommer i restproduktene. For eksempel har et anlegg som Heimdal Varmesentral vannkjølt forbrenningsrist, noe anlegget til Energos på Ranheim ikke har. Dette påvirker temperaturen like over risten og er med på å forårsake at Heimdal Varmesentral har en større fraksjon av massen som havner i bunnasken sammenlignet med Energos anlegg på Ranheim (Evensen, 2003). Et forbrenningsanlegg må imidlertid ta hensyn til en rekke forhold når tekniske forhold og operasjonelle driftsparametre justeres, som termisk virkningsgrad og utlipp til luft av for eksempel NO_x og CO. Dessuten ønsker man jo nettopp å hindre at skadelige komponenter som tungmetaller og dioksiner slipper ut med røykgassen. Derfor er det i utgangspunktet ønskelig å konsentrere disse mest mulig i restproduktene. Det er dermed begrenset hvor mye disse faktorene kan redusere forekomsten av forurensninger i restproduktene.

De to strategiene nevnt hittil omhandler forhold som kan endres for å påvirke selve dannelsen av restproduktene og sammensetningen av disse. Når restproduktene først har oppstått finnes det forskjellige behandlingsstrategier som kan anvendes etter at forbrenningen har funnet sted. De neste delkapitlene vil ta for seg de aktuelle behandlingsstrategiene for restproduktene.

4.3.3 *Solidifisering/stabilisering/nøytralisering*

Solidifiserings-, stabiliserings- eller nøytraliseringsprosesser er alle begreper som beskriver lignende prosesser som er en mulig behandlingsmetode som fortrinnsvis er aktuell for filterasken og filterkaken. Hensikten med denne behandlingen er å produsere et materiale med fysiske, mekaniske og kjemiske egenskaper som reduserer utvasking og utlekking av miljøfarlige komponenter. Utlekking defineres som oppløsning av et løselig stoff fra et fast stoff til en løsning eller væske. Utlekking forekommer når et fluid (f.eks. regnvann) passerer et materiale som inneholder vannløselige komponenter. De vanligste behandlingsprosessene innebærer bruk av sement eller kalk som bindemiddel, noe som immobiliserer enkelte av forurensningskomponentene og gjør dem mindre utsatte for utvasking og utlekking. Som nevnt i kapittel 4.2 er det varianter av slike prosesser som NOAH benytter seg av ved sitt anlegg på Langøya. Her produserer man gips og betongblokker som deretter deponeres i dagbruddene.

Det skal imidlertid nevnes at denne strategien ikke nødvendigvis stabiliserer alle de forurensende komponentene. Sink (Zn) og bly (Pb) i tillegg til løselige salter skal være blant elementene hvor denne metoden sies å ha begrenset effekt (Sabbas T. et. al., 2003).

I litteraturen bestrides det hvorvidt disse stabiliseringsprosessene er en god løsning på lang sikt. Enkelte vitenskapelige rapporter og artikler argumenterer med at de forurensende komponentene ikke immobiliseres permanent, men at man snarere oppnår en midlertidig forsinkelse i utlekkingspotensialet (Sabbas T. et. al., 2003). Ved å deponere disse delvis stabiliserte massene akkumuleres mengdene av tungmetaller og andre forurensende komponenter i avfallsdeponiene, og før eller siden vil disse føres tilbake til de naturlige kretsløp, i jordsmonn, elver, sjøer eller grunnvann. Dette er et viktig poeng sett i et lengre livsløpsperspektiv hvor fokus settes på langsiktig bærekraftighet, hvor man må være oppmerksom på hvorvidt problemet bare skyves framover i tid, eller om utlekkingsraten er så liten over tid at den anses som miljømessig akseptabel. For tilfellet NOAH på Langøya hevder man at de forurensede massene blir tilstrekkelig stabilisert, spesielt fordi trykkmekanismer bidrar til massene over tid blir omgjort til stabile bergarter. Likevel illustrerer dette at man må være oppmerksom på at det per i dag pågår en vitenskapelig diskusjon rundt den langsiktige bærekraftigheten til disse deponeringsløsningene.

Et annet poeng som kan nevnes i forbindelse med stabiliserings- og solidifiseringsmetodene som er behandlet her, er at den totale massen som må avhendes i etterkant blir adskillig større i og med at askeproduktene her blir "innbakt" i et annet materiale med større masse enn askeproduktene i seg selv. Dette vil være med å påvirke kapasiteten på deponier og kostnader og effekter knyttet til håndteringen av materialet, blant annet med tanke på transport- og energibehov (Sabbas T. et. al, 2003).

4.3.4 Forsert utvasking

En annen behandlingsstrategi går ut på å vaske ut en viss andel av forurensningene under kontrollerte former, eller såkalt forsert utvasking. På denne måten blir lettløselige salter og mindre mengder av enkelte metaller og tungmetaller vasket ut før restproduktene går videre til deponi. Enkelt forklart framprovoseres en utlekking som ellers ville tatt flere år dersom askene hadde blitt lagt ubehandlet på deponi. Fordelen er at man kan samle opp avløpsvannet og behandle dette videre under kontrollerte former, noe som ikke er like enkelt når askene først er lagt på deponi. Denne behandlingsstrategien setter krav til videre behandling av avløpsvannet som oppstår. I tillegg er det i beste fall bare en liten andel av forurensningene som blir fjernet med denne metoden, da de mer tungtoppløselige komponentene ville kreve meget lang prosesseringstid (Sabbas T. et. al, 2003).

4.3.5 Termisk behandling

En annen gruppe av metoder for behandling av restproduktene kalles som en samlebetegnelse for termisk behandling. Felles for metodene er at man benytter høytemperatur prosesser for å gjøre restproduktene mindre utsatt for utvasking og utlekking. De termiske behandlingsmetodene deles inn i tre hovedtyper:

- Vitrifisering
- Smelting
- Sintring

Vitrifisering er en prosess hvor restproduktene blandes med lignende materialer som brukes til å produsere glassformige materialer. Ved å behandle denne miksen ved høye temperaturer, opptil 1500 ° C, dannes et stabilt glassaktig produkt. Dermed blir uorganiske komponenter bundet i glasstrukturen og potensialet for utlekking reduseres kraftig. Forbrenningsaske inneholder normalt visse mengder glassdannende mineraler og silisiumforbindelser som gjør det velegnet for vitrifisering. En nærmere beskrivelse av to konkrete vitrifiseringsteknologier, EnviroArc og VitroArc, finnes i kapittel 3.4.

Smelting minner om vitrifisering, bortsett fra at man ikke tilsetter glassdannende materialer. Dette medfører et mindre homogent multifase-produkt. Temperaturen til prosessen er tilsvarende den for vitrifisering. Det er vanlig at prosessen resulterer i ulike smeltede metallfaser, noe som gjør det mulig å separere ut noen metaller og deretter resirkulere dem, eventuelt etter et raffineringstrinn.

Sintring innebærer oppvarming av restproduktene til et nivå hvor bindinger oppstår mellom partiklene og man får en rekonfigurering av de kjemiske fasene til restproduktene. Dette gir et materiale med høyere tetthet og styrke, og lavere porøsitet. Temperaturen her er rundt 900 ° C. I et forbrenningsanlegg vil det alltid foregå en viss grad av sintring ved risten i forbrenningskammeret, og dette sintrede materialet havner så sammen med bunnasken. Her er det imidlertid

snakk om å anvende denne prosessen i mer kontrollerte former på restproduktene i etterkant av forbrenningen som en separat prosess.

Felles for disse termiske behandlingsstrategiene er at man står igjen med et mer homogent materiale med høyere tetthet og adskillig bedre utlekkingssegenskaper. Spesielt vitrifisering skaper et materiale med gode utlekkingssegenskaper i langt større grad og over nærmest uendelige tidsrom enn solidifiserings- og stabiliseringsmetodene nevnt ovenfor. Den store bakdelen med de termiske behandlingsmetodene er det store energiforbruket som kreves av prosessene som er involvert, noe som helt klart må tas med i en miljømessig helhetsvurdering. I tillegg er ikke metodene like gode overfor de mest flyktige av tungmetallene som kvikksølv (Hg), bly (Pb) og sink (Zn) (Sabbas T. et. al, 2003; EnviroArc Technologies AS, 2003b).

4.4 Deponering

Bunnasken havner som med dagens strategi direkte på vanlig avfallsdeponi uten noen form for forbehandling. Filteraske og filterkake vil havne på spesialavfallsdeponi etter å ha gjennomgått solidifisering/stabilisering ved NOAHs anlegg på Langøya. I dette delkapitlet vil de potensielle miljøpåvirkningene fra denne deponeringen gjennomgå. Det må imidlertid påpekes at det er en rekke usikkerheter knyttet til estimeringen av de potensielle miljøeffektene av disse deponeringsprosessene. Dette er en gjennomgående tendens i litteraturmaterialet som omhandler disse prosessene.

På et avfallsdeponi vil restproduktene fra forbrenningen gjennomgå en rekke prosesser som vil påvirke materialets mikrostrukturelle tilstand. I et makroperspektiv vil kombinasjonen av disse prosessene resultere i to miljømessige hovedeffekter:

- Støv- og partikkelspredning
- Avrenning

En full forståelse av alle delmekanismene som er involvert i prosessene bak disse effektene vil gi grunnlag for å estimere de potensielle miljømessige påvirkningene som følge av deponeringen. De forskjellige mekanismene og delprosessene som er involvert på et mikrostrukturelt nivå er imidlertid svært sammensatte og gjensidig avhengige av hverandre. Det eksisterer en rekke vitenskapelige rapporter, feltstudier og laboratoriearbeider som forsøker å beskrive mikroprosessene i detalj, og de har gjerne individuelt forskjellige resultater. Det er således svært vanskelig å separere prosessene og gi en fullgod beskrivelse som har generell anvendelse. Derfor er det naturlig å gjennomgå hovedprosessene og hovedeffektene effektene på et makronivå (Sabbas T. et. al, 2003).

4.4.1 Støv- og partikkelspredning

Bunnasken er som tidligere nevnt relativt grovpartiklet. Likevel har 1-10 % av bunnasken en partikkelstørrelse på mindre enn 100 µm (eller 0,1 mm). Den fine fraksjonen av bunnasken inneholder vanligvis klorider og salter i tillegg til mindre mengder av en rekke tungmetaller (Chandler A.J. et. al., 1997). Filterasken og filterkaken er adskillig mer finpartikulær og ligger innenfor størrelsesområdet 0,001 - 1 mm. De fineste partiklene i bunnasken og mesteparten av filterasken/filterkaken kan dermed fraktes med luft og vind vekk fra deponiene, noe som medfører en spredning av forurensende komponenter som kan ha negative invirkninger på lokal luftkvalitet og jordsmonn. For å minimere slik luftspredning beholder man vanligvis en viss

fuktighet i askeproduktene (5 - 15 %) samt tette containere ved transport. 15 % fuktighet regnes som nedre grense for å eliminere luftspredning når askene ligger åpent lagret (Sabbas T. et. al, 2003).

I dagens situasjon for Midt-Norge kan luftspredning være et problem for bunnasken etter- som den brukes som toppdekke på et vanlig avfallsdeponi i Trondheim. Likevel er bunnasken såpass grovkornet at man vanligvis ikke anser dette som et stort problem (Sandgren et. al., 1996). Filterasken og filterkaken er derimot langt mer finpartiklet, men siden de med dagens forurensningslovgivning aldri vil legges i åpne deponier, kan man se bort fra denne problemstillingen. Ved NOAHs anlegg på Langøya er disse restproduktene stabilisert og solidifisert, noe som i praksis eliminerer faren for luftspredning (se kap 4.2).

4.4.2 *Utvasking/avrenning*

De potensielle miljømessige effektene fra utvasking og avrenning inkluderer forurensning av jordsmonn, grunnvann og eventuelle sjøer, elver, bekker eller andre vannlegemer. Forurensende avrenning kan forekomme under midlertidig lagring, under forskjellige behandlingstrinn eller, ikke minst, under den endelige deponeringen av restproduktene. Denne avrenningen bestemmes av utvaskingen av forurensende komponenter fra materialene og hvordan denne utvaskingen varierer over tid. Følgende faktorer vil være avgjørende for denne prosessen:

- Restproduktkarakteristikker; dvs. fysiske og kjemiske egenskaper, partikkelstørrelse, syrenøytraliseringssevne, konsentrasjon av tungmetaller og andre forurensende komponenter, utvaskingspotensialet for disse forurensningene, utvaskingsmekanismer, forhold ved selve deponeringsanlegget (dimensjoner og materialegenskaper som tetthet, porøsitet etc.) og variasjonen over tid for alle disse karakteristikkene
- Hydrologiske forhold ved deponiet; dvs. nedbørsmengder, hvordan vannmassene fordeles og distribueres gjennom avfallsmaterialet og effektene av eventuelt toppdekke for disse forholdene
- Sammensatte mekanismer; dvs. interaksjoner og kjemiske reaksjoner mellom materialer/komponenter og jordsmonn/vann (f.eks. utveksling av ioner, sorpsjon, absorpsjon etc.)

Et vesentlig poeng i denne sammenhengen er å skille mellom korttids- og langtids effekter av avrenning og utvasking. I et kort tidsperspektiv finnes det vitenskapelige rapporter, feltstudier og laboratorietester som forsøker å beskrive hvordan forskjellige skadelige komponenter vaskes ut når avfallsfyllinger eksponeres for vann. Det eksisterer imidlertid ingen vitenskapelig konsensus på området da de enkelte studiene preges av individuelle forskjeller i avfallssammensetning, forbrenningsteknologi, behandlingsstrategier og avhendingsscenarier. De langsiktige virkningene av utvasking av askeprodukter vet man derimot langt mindre om, da det deponerte avfallsmaterialet gjennomgår en rekke langsomme og sammensatte strukturelle endringer som er vanskelige å modellere. Det er mulig å forsøke og estimere langsiktige verdier for avrenning basert på en kombinasjon av opprinnelig konsentrasjon, tilgjengelighet for utvasking, utvaskingsmekanismer, laboratorietester, feltstudier og simuleringer av strukturelle/mineralske endringer. Men et slikt estimat vil i beste fall være befengt med en rekke usikkerheter (Sabbas T. et. al, 2003). Figur 4-1 viser maksimumskonsentrasjoner hentet fra litteraturen av forurensende komponenter i avrenninger fra forskjellige restprodukter fra avfallsforbrenning (Hjelmar O.,

1996). Som man ser av intervallene i figuren vet man ikke med sikkerhet hvor store mengder av de ulike forurensningene som vaskes ut.

Typical maximum levels of concentration in leachate	MSWI bottom ash	MSWI fly ash and residues from dry and semidry APC processes	Mixture of MSWI fly ash and sludge from wet scrubbing process
>100 g/l		Cl ⁻ , Ca	
10–100 g/l		Na, K, Pb	Cl ⁻ , Na, K
1–10 g/l	SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , Na, K, Ca	Zn	SO ₄ ²⁻ , Ca
100–1,000 mg/l	NVOC, NH ₄ ⁺ N	NVOC, SO ₄ ²⁻	
10–100 mg/l			
1–10 mg/l	Cu, Mo, Pb	Cu, Cd, Cr, Mo	NVOC, Mo
100–1,000 µg/l	Mn, Zn	As	
10–100 µg/l	As, Cd, Ni, Se		As, Cr, Zn
1–10 µg/l	Cr, Hg, Sn		Pb
<1 µg/l		Hg	Cd, Cu, Hg

Figur 4–1: Maksimumskonsentrasjoner av forurensende komponenter i avrenninger fra forskjellige restprodukter fra avfallsforbrenning (Hjelmar O., 1996).

For situasjonen i Midt-Norge utgjør forurensende avrenning et potensielt miljøproblem da bunnasken brukes som toppdekke på vanlige avfallsfyllinger. Også ved bruk av bunnaske som fyllingsmasse i forbindelse med vei- og anleggsbygging står man overfor faren for forurensende utlekkinger. Likevel anser man med dagens forurensningslovgivning innholdet av tungmetaller og andre forurensende komponenter i bunnasken for såpass lav at dette ikke utgjør noen betydelig miljømessig risiko. I litteraturen eksisterer det imidlertid en utbredt skepsis mot deponering av restprodukter, også bunnaske. Mye av denne skepsisen skyldes nettopp mangelen på kunnskap og gode kvantifiseringsmetoder for de potensielle effektene av deponeringen. I denne forbindelse kan det også nevnes at Nederland kontinuerlig vurderer å stramme inn regelverket for deponering av bunnaske slik at denne også forbys på vanlige avfallsfyllinger (Kosson D.S. et. al., 1996; Lynum S., 2003).

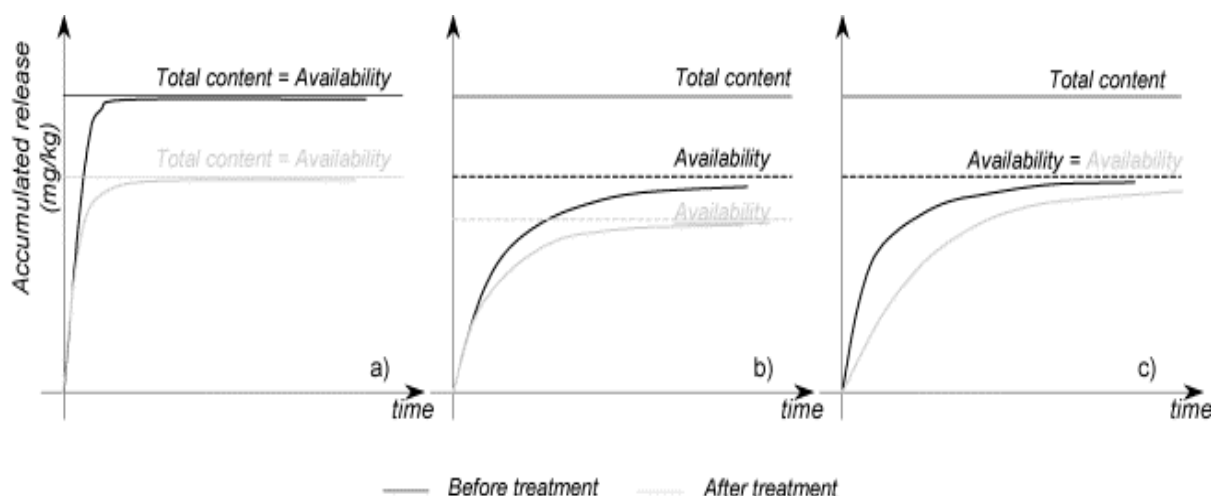
Uansett vil deponeringen av askeproduktene medføre en akkumulasjon av tungmetaller og andre potensielt skadelige forbindelser i deponiene. Før eller siden vil disse komponentene føres tilbake til de naturlige resipienter som jord og vann, men siden man har problemer med å kvantifisere mengdene, og siden det foregår over store tidsrom, har man hittil ansett deponering som en miljømessig akseptabel strategi. Vitenskapelige miljøer også i Norge argumenterer imidlertid med at dette ikke er en bærekraftig løsning på sikt, siden problemet utsettes i tid og man, blant annet nettopp på grunn av ren kunnskapsmangel, mister oversikten og muligheten til å forfølge komponentenes videre skjebne (Lynum S., 2003). Denne vitenskapelige kontroversen er også gjeldende for deponeringen av filteraske og filterkake på Langøya, selv om disse produktene stabiliseres slik at en eventuell tilbakeføring til naturen utsettes ytterligere, og følgelig også muligheten til å beskrive virkningene på lang sikt.

I kapittel 6 er potensielle miljøpåvirkninger som følge av deponering av bunnaske på vanlig deponi og filteraske/filterkake på spesialavfallsdeponi inkludert i en totalvurdering av to scenarier for avhending av restprodukter i Midt-Norge.

4.5 Oppsummering behandlingsmåter

Generelt kan man si at metodene for å begrense de miljømessige effektene til restproduktene er basert på variasjoner i enten (a) det totale innholdet av forurensninger i materialet, (b) tilgjen-

geligheten for utlekking eller utlekkingspotensialet til forurensningene i materialet, (c) utlekkingsraten eller hvor raskt tungmetallene havner tilbake til omgivelsene, eller en kombinasjon av en eller flere av disse mekanismene. Figur 4-2 illustrerer disse sammenhengene. For tilfellet (a) ser man at det totale innholdet av uønskede komponenter naturlig nok avgjør hvor mye som i det hele tatt er tilgjengelig for utlekking. Ved forsert utvasking vil man for eksempel ha redusert det totale innholdet av forurensninger i restproduktene før de deponeres. Tilfellene (b) og (c) illustrerer hvordan andre behandlingsmetoder (f.eks. stabilisering) justerer komponentenes tilgjengelighet for utlekking over tid. De totale akkumulerte mengdene vil derimot fortsatt avhenge av det opprinnelige innholdet av disse komponentene i restproduktene. Utlekkingen forsinkes bare i tid inntil alt materiale tilgjengelig for utlekking har sluppet ut til omgivelsene (Sabbas T. et. al, 2003).



Figur 4-2: Grafisk illustrasjon av hvordan utlekking/utvasking av forurensninger avhenger av opprinnelig innhold og tidsforsinkelser forårsaket av eventuelle behandlinger av restproduktene (Sabbas T. et. al, 2003).

Denne gjennomgangen har vist at det vanskelig å beskrive de miljømessige effektene av deponeringsmekanismene for restproduktene fra avfallsforbrenning på en tilfredsstillende måte. Eventuelle effekter vil avhenge av en rekke kompliserte og sammensatte mekanismer som vitenskapen per i dag har problemer med å bevise eksakt. Ikke minst tidsaspektene forbundet med disse mekanismene gjør at det er ytterligere vanskelig å kvantifisere potensielle miljøeffekter.

En gjennomgang av aktuell litteratur på området viser at det eksisterer en viss skepsis mot den avhendingsstrategien som benyttes i Midt-Norge regionen i dag. Mye av denne skepsisen bunnar i det faktum at man rett og slett ikke vet nok om de langsiktige effektene av deponeringen til at man kan avskrive deponeringsprosessenes potensiale for uakseptable miljøeffekter. Dette gjelder særlig for deponeringen av bunnaske på vanlig deponi, da dette restproduktet ikke gjennomgår noen forbehandling. Men skepsisen er også tilstede for den type deponering man benytter ved NOAHs anlegg på Langøya, siden forurensningene heller ikke her nødvendigvis stabiliseres og immobiliseres permanent.

Imidlertid må man ta med i en helhetsvurdering at de alternative behandlingsmetodene for restproduktene gjerne medfører prosesser som har stort forbruk av energi. Dette er spesielt gjeldende for de termiske behandlingsprosessene. I en totalvurdering må det dermed undersøkes om dette energiforbruket står i forhold til den eventuelle gevinsten man oppnår i reduserte utlekkinger av forurensende komponenter til jord og vann.

I den kvantitative delen som følger heretter vil slike forhold bli forsøkt kvantifisert ved å foreta en systemvurdering for to alternative scenarier for avfallsforbrenning og askeavhending i Midt-Norge regionen.

5 Avfallsmodell brukt i oppgaven

En av hovedhensiktene med denne studien er å modellere situasjonen for restproduktene produsert i regionen Midt-Norge. Det er i denne delen av oppgaven tatt utgangspunkt i Håvard Bergsdals diplomoppgave fra 2002, *Integrerte strategier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt-Norge*. Hensikten med denne diplomoppgaven var å utføre en komparativ livsløpsvurdering av to forskjellige scenarier for avfallsforbrenning og fjernvarme-produksjon i Midt-Norge; et sentralisert scenario med noen få storskala forbrenningsanlegg og et desentralisert scenario med flere småskala forbrenningsanlegg plassert i regionen. I denne forbindelse er det etablert en oversikt over totale avfallsmengder som genereres i regionen, hvordan befolkningen i regionen forventes å utvikle seg og tilsvarende hvordan de korresponderende genererte avfallsmengdene forventes å utvikle seg. Denne avfallsmodellen er deretter benyttet som grunnlag for den påfølgende komparative livsløpsvurderingen. Enkelte data og opplysninger fra Bergsdals rapport har blitt oppdatert og fornyet siden 2002 for å stemme bedre overens med de faktiske forhold i dag (Bergsdal H., Strømman A.H., Hertwich E.G., 2003)

I denne studien er avfallsmodellen benyttet i Bergsdals rapport adoptert direkte, da det samme tallmaterialet for avfallsmengder i regionen legges til grunn. Modellen til Bergsdal er deretter modifisert og utvidet til å også inneholde informasjon om hvilke mengder av de forskjellige restproduktene som genereres i regionen og innholdet av miljømessig interessante elementer i disse restproduktene. I de følgende kapitlene vil forutsetningene og antagelsene som ligger til grunn for denne utvidede avfallsmodellen gjennomgås.

5.1 Kartlegging av eksisterende avfallshåndteringssystem

Avfallsmodellen tar utgangspunkt i dagens system for avfallshåndtering og dagens avfallsmengder. De siste årene har nye rammebetingelser for behandling av avfall, spesielt innføringen av sluttbehandlingsavgift for avfall, medført en del endringer innen avfallssektoren. Sluttbehandlingsavgiften på avfall ble innført fra 01.01.1999, og fra 01.01.2002 var avgiften 320 kr per tonn avfall levert til deponi. Avgiften for avfall til forbrenning er todelt med en grunnavgift på 80 kr per tonn og en tilleggsavgift på inntil 240 kr per tonn avhengig av energiinnhold og utnyttelsesgrad. Disse nye rammebetingelsene har gitt avfallssektoren økonomiske incentiver til å etterstrebe økt sortering og gjenvinning av avfall. Avfallssektoren har dermed utviklet seg i retning av et marked for kjøp og salg av ulike avfallsfraksjoner, behandlingstiløsninger og innsamlingsordninger. Flere kommuner har derfor slått seg sammen i interkommunale avfallsselskaper som opererer som profesjonelle aktører med effektive driftsorganisasjoner som kjøper og selger avfallsmessige varer og tjenester (Bergsdal H., 2002). Figurer over de interkommunale avfallsselskapene i Midt-Norge regionen og den geografiske plasseringen til disse selskapene ligger vedlagt i Vedlegg D.

I år 2000 var det 12 slike selskaper i regionen, og 78 av totalt 102 kommuner var organisert i et slikt selskap. 377 805 innbyggere av en total befolkning på 675 750 tilhørte en kommune som var organisert i et interkommunalt avfallsselskap. Trondheim kommune, den desidert største i regionen, er ikke organisert i et slikt selskap, noe som forklarer at dette antallet ikke er høyere. De uavhengige kommunene som ikke tilhører et interkommunalt avfallsselskap er plassert i tre teoretiske selskaper etter geografisk plassering; Gruppe Nord (uavhengige kommuner i Nord-Trøndelag), Gruppe Midt (uavhengige kommuner i Sør-Trøndelag, inkludert Trondheim kommune) og Gruppe Sør (uavhengige kommuner i Møre og Romsdal samt Lesja

kommune i Oppland). Figur over avfallsselskapene, medlemskommuner og tilhørende innbyggertall i år 2000 ligger vedlagt i Vedlegg D. Tabell 5-1 viser medlemskommuner og innbyggertall for de tre teoretiske avfallsselskapene (Bergsdal H., 2002).

Tabell 5–1: Medlemskommuner og innbyggertall for de teoretiske avfallsselskapene (Bergsdal H., 2003).

Avfallsselskap	Medlemskommuner	Antall innbyggere
Gruppe Nord	Steinkjer, Verran, Snåsa	25 598
Gruppe Midt	Trondheim, Rennebu, Midtre Gauldal, Melhus, Klæbu, Tydal	176 331
Gruppe Sør	Ålesund, Vanylven, Ørskog, Norddal, Stranda, Stordal, Sykkylven, Skodje, Sula, Giske, Haram, Vestnes, Sandøy, Aukra, Lesja	96 025

5.2 Befolkningsfremskrivninger

Befolkningstallet i regionen er en vesentlig variabel i avfallsmodellen for regionen. Tidsperspektivet på denne studien går fram til år 2020, noe som tilsvarende tidsperspektivet brukt i modellen til Bergsdal. Siden fremtidige genererte avfallsmengder er en funksjon av befolkningstallet er det nødvendig å anta en befolkningsutvikling over tidsrommet og legge denne utviklingen til grunn for beregningene av fremtidige genererte avfallsmengder. Faktorer som sentraliseringsgrad og nasjonal vekst er også med på å bestemme utviklingen i folketallet. Det er umulig å forutsi dette eksakt, og det er derfor valgt å ta utgangspunkt i middels nasjonal vekst (Statistisk Sentralbyrå, 2002xxx). Midt-Norge regionen spenner over et stort geografisk område og inneholder kommuner fra hele seks fylker (selv om Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal utgjør hovedtyngden). Den forventede befolkningsveksten varierer over de forskjellige områdene i regionen, og modellen benytter derfor forskjellige vekstrater i forskjellige deler av regionen. Tabell 5-2 viser antatt prosentvis befolkningsvekst for de forskjellige fylkene og hvor avfallsselskapene har sin hovedtyngde (Bergsdal H., 2002).

Tabell 5–2: Oversikt over befolkningsvekst for fylker med kommuner tilknyttet avfallsselskapene i Midt-Norge regionen, og hvilke selskaper som har sitt sentrum i de enkelte fylkene (Bergsdal H., 2002).

Fylke	Vekstrate, r (%)	Avfallsselskaper, k
Nordland	0,1	
Nord-Trøndelag	0,2	Gruppe Nord, IR, MNA, ØNR
Sør-Trøndelag	0,5	FR, Gruppe Midt, HAMOS, Kystmiljø
Møre og Romsdal	0,3	Gruppe Sør, NIR, RIR, SSR, VØR
Hedmark	0,3	FIAS
Oppland	0,3	NGR

Befolkningsfremskrivningene (*POP*) for alle år (*t*) fram mot år 2020 er deretter beregnet etter ligning 5.1;

[5.1]

$$POP_{k,t} = POP_k^0 \times (1 + r_k^{pop})^t \forall (k, t)$$

hvor r_k^{pop} er vekstraten for hvert avfallsselskap *k* (Bergsdal H., Strømman A.H., Hertwich E.G., 2003).

5.3 Avfallsfremskrivninger

Befolkningsfremskrivningene slik de er definert over vil være med på å bestemme fremtidig utvikling i genererte avfallsmengder i regionen. Avfallsmengdene i regionen er i dag jevnt økende, som i resten av landet. Derfor er det nødvendig å anta en vekst i de genererte avfallsmengdene for perioden fram mot år 2020 som er tidsperspektivet for denne studien. Disse vil så fremskrives som en funksjon av befolkningsfremskrivningene.

I rapporten til Bergsdal er det foretatt fremskrivninger for forbruksavfall, produksjonsavfall og spesialavfall. Også her er det umulig å angi den fremtidige økningen i avfallsmengder eksakt, og det har derfor vært nødvendig å legge visse antagelser til grunn. Faktorer som kan være med på å bestemme denne utviklingen er for eksempel politiske mål og virkemidler, endret fokus på innsamling og gjenvinning, befolkningsutvikling, økonomisk vekst, enringer i forbrukeratferd, eventuelle teknologiske fremskritt etc. Det er imidlertid valgt å basere seg på de siste års trender i utviklingen, basert på innhentede opplysninger for de forskjellige avfallsselskapene. Det er derfor valgt en økning på 18 kg/innbygger per år for forbruksavfallet og 5 % årlig økning for produksjonsavfall og spesialavfall (Bergsdal H., 2002), som vist i tabell 5-3.

Tabell 5-3: Årlig vekst i avfallsmengder (Bergsdal H., 2003).

Forbruksavfall	Produksjonsavfall	Spesialavfall
18 kg/innbygger	5 %	5 %

Ligning 5.2 viser hvordan avfallsmengdene (*WM*) er fremskrevet for forskjellige avfallstyper (*wt*) for avfallsselskapene (*k*) for hvert år (*t*);

[5.2]

$$WM_{wt,k,t} = POP_k^0 \times (1 + r_k^{pop})^t \times WM_{wt,k}^{cap} \times (1 + r_{wt}^{cap})^t \forall (k, t)$$

hvor *cap* refererer til per innbygger og r_{wt}^{cap} er vekstraten til avfallstype *wt* (Bergsdal H. et. al., 2003).

5.4 Fraksjonsinndeliger og behandlingsmåter for avfallsmengdene

I studien til Bergsdal er det videre gjort rede for hvordan de forskjellige avfallstypene fordeler seg over forskjellige avfallsfraksjoner (*wf*) for å få kartlagt mengdene som er egnet til avfalls-

forbrenning. Tabell 5-4 viser hvordan forbruks- og produksjonsavfallet er delt inn i ulike fraksjoner (Bergsdal H., 2002).

Tabell 5-4: Fraksjonsinndeling for forbruks- og produksjonsavfall (Bergsdal H., 2002).

Forbruksavfall	Produksjonsavfall
Våtorganisk avfall	Slam, organisk
Trevirke	Trevirke
Papp og papir	Papp og papir
Plast	Plast
Tekstiler	Tekstiler
Glass	Glass
Metall	Metall

Videre er det gjort rede for hvordan disse avfallsfraksjonene fordeles på alternative behandlingsmetoder. Dette er nødvendig for å fastsette hvor store mengder avfall som går til forbrenning og energigjenvinning i regionen. Opplysninger om fordeling av avfall over behandlingsmåter er hentet fra Statistisk Sentralbyrå, men andelene som går til forbrenning er oppjustert i forhold til landsgjennomsnittet for å bedre stemme overens med situasjonen i Midt-Norge regionen (Bergsdal H., 2002). Avfallsmaterialet er fordelt over følgende behandlingsmåter:

- Forbrenning
- Deponering
- Materialgjenvinning
- Kompostering
- Dumping (marin dumping av fiskeavfall)

Ligning 5.3 viser hvordan mengdene av forskjellige avfallsfraksjoner går til ulike behandlingsmåter (ET) for hvert avfallsselskap (k) for hvert år (t);

[5.3]

$$WM_{wt,wf,et,k,t} = WM_{wt,k,t} \times F_{wf,wt} \times ET_{wf,et} \forall (wf,k,t)$$

hvor F er fraksjonskoeffisienten (Bergsdal, H. et. al., 2003). Videre finnes avfallsmengden egnet til forbrenning ved å summere over avfallstype (wt), avfallsfraksjon (wf) og behandlingsmåte ($et = inc$) for hvert avfallsselskap (k) og hvert år (t), slik det er vist i ligning 5.4;

[5.4]

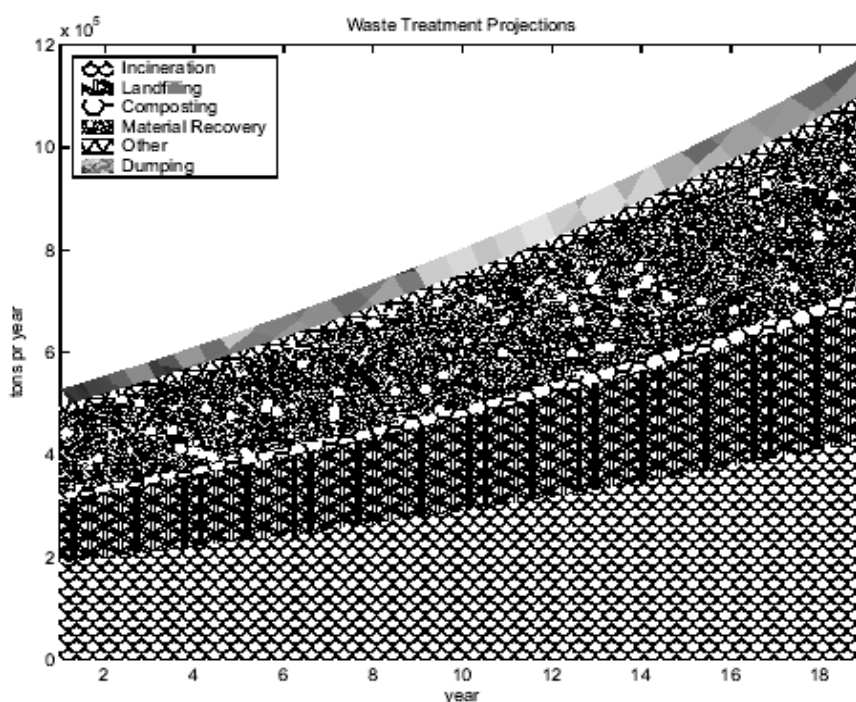
$$WM_{k,t}^{inc} = \sum_{wt} \sum_{wf} \sum_{et=inc} WM_{wt,wf,et,k,t} \forall k,t$$

hvor *inc* refererer til behandlingsmåten forbrenning (incineration) (Bergsdal, H. et. al., 2003). Ved å summere over alle fraksjoner finnes til slutt den totale avfallsmengden som er egnet til forbrenning for hvert år (t) for alle avfallsselskapene (k), som det er vist i ligning 5.5;

[5.5]

$$WM_{et,t} = \sum_{wt} \sum_{wf} \sum_k WM_{wt,wf,et,k,t} \forall et,t$$

Figur 5-1 viser grafisk hvordan avfallsmengdene innenfor de forskjellige fraksjonene er forventet å utvikle seg i årene fram mot år 2020, gitt de forutsetningene og antagelsene som er beskrevet hittil (Bergsdal H. et. al., 2003).



Figur 5-1: Utviklingen i avfallsmengder fordelt på de ulike behandlingsmåtene frem mot år 2002 (Bergsdal H. et. al., 2003).

I denne studien, som i studien til Bergsdal, er det heretter kun interessant å forfølge andelen som går til forbrenning (forbruks- og produksjonsavfall) samt mengdene spesialavfall, i henhold til hensikten med oppgaven. Videre vil det bli gjennomgått hvilke endringer og utvidelser som er utført med modellen.

5.5 Utvidelse av modellen - restproduktene

Hittil har man dannet et datagrunnlag som gir en oversikt over de totale mengdene som antas å gå til forbrenning og utviklingen av disse frem mot år 2020. I den videre beskrivelse av avfallsmodellen for Midt-Norge regionen vil det legges vekt på restproduktene fra avfallsforbrennin-

gen som foregår i regionen, i henhold til hensikten med oppgaven. Som tidligere nevnt er det i denne studien tatt utgangspunkt i avfallsmengdene levert til forbrenning slik de er beregnet i Bergsdals diplomoppgave fra 2002; *Integrerte strategier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt-Norge*, en fremgangsmåte som er beskrevet i de foregående kapitlene. Mye av forarbeidet til denne rapporten har bestått i å utvide modellen til å også inneholde informasjon om restproduktene som oppstår i forbindelse med avfallsforbrenningen.

Som tidligere nevnt er den miljømessige oppmerksomheten de seneste årene gradvis blitt rettet mot askeproduktene fra forbrenningen på bekostning av utslippene til luft. Dette er fordi stadig bedre renseteknologi for røykgassen har medført at skadelige komponenter har blitt konsentrert i disse restproduktene etter at de har blitt fjernet fra røykgassen. Derfor er det i dag store utfordringer knyttet til avhending av restprodukter som bunnaske, filteraske og filterkake fra forbrenningsanlegg for avfall.

I denne forbindelse er det interessant å kartlegge hvordan de forskjellige elementene i avfallet, og da særlig tungmetallene, fordeler seg over utslippsveiene til forbrenningsanlegget. I tillegg er det interessant å etablere en oversikt over de totale mengdene av de skadelige elementene som genereres fra avfallsforbrenning i Midt-Norge, for å kunne si noe om omfanget av problemet. I dette kapitlet vil det bli gjennomgått hvordan avfallsmodellen har blitt utvidet til å også kunne modellere forekomstene og fordelingen av tungmetaller i restproduktene fra avfallsforbrenning i Midt-Norge.

5.5.1 Innholdet av interessante elementer i avfallet - elementstudie

For å kunne modellere hvordan de forskjellige elementene fordeler seg over de ulike restproduktene, er det nødvendig å vite innholdet av disse elementene i avfallet som forbrennes. Det finnes ikke noen total oversikt over sammensetningen på elementbasis for avfallet som genereres i Midt-Norge regionen. Derfor er det her tatt utgangspunkt i generell litteraturdata som omhandler sammensetningen av avfall. De ble benyttet tre forskjellige kilder for å finne gjennomsnittlig innhold av de 22 elementene som ble tatt med i studien. Avfall er et svært homogent materiale, og litteraturen viser at sammensetningen av avfall varierer i forskjellige deler av verden. Derfor er det umulig å vite om disse litteraturdataene gir en korrekt beskrivelse av avfallssammensetningen for Midt-Norge. Likevel var det nødvendig å basere seg på litteraturdata når det likevel ikke fantes spesifikke data for regionen, selv om dette vil representere en usikkerhetskilde for studien. For de elementene som flere av litteraturkildene inneholdt data på, ble det tatt snittet over verdiene. Tabell 5-5 viser det antatte innholdet av de 22 elementene i avfall basert på litteraturdata (Sørum L., 2000; Vehlow J., 1993; Schachermayer, E., 1995).

5.5.2 Transferkoeffisienter

Innledningsvis i denne fasen av oppgaven ble det gjennomført en omfattende litteraturstudie for å skaffe til veie informasjon om hvordan kjemiske elementer, og da spesielt tungmetaller, fordeler seg over utslippeveiene i et avfallsforbrenningsanlegg (Fossum M., 2003).

Det er utført en rekke vitenskapelige studier som omhandler hvordan tungmetaller fordeler seg over utslippsveiene i et avfallsforbrenningsanlegg. Et gjennomgående problem er derimot at resultatene fra forskjellige studier ikke nødvendigvis samsvarer med hverandre. Dette skyldes først og fremst at avfall er et meget homogent materiale, og sammensetningen av innsamlet avfall vil følgelig variere tildels stort i forskjellige deler av verden. Videre eksisterer det en rekke forskjellige forbrenningsteknologier som benytter seg av ulike renseteknologier for røykgassen, ofte avhengig av miljøvernlovgivning på det aktuelle stedet. I tillegg kan operas-

jonelle driftsparametre som kan justeres ved selve forbrenningsanlegget (f.eks. oppholdstid, temperaturforhold, luftoverskudd etc.) bidra ytterligere til at man ikke uten videre kan etablere fordelingsfall for elementene som har generell anvendelse (Sabbas T. et. al., 2003).

Likevel er det visse likheter som går igjen ved de fleste anleggene som gir et godt grunnlag for visse antagelser. En stor majoritet av avfallsforbrenningsanleggene som eksisterer i dag baserer seg på enkel ristteknologi (såkalte "mass burn units"). Videre benytter de fleste anlegg seg av et filter som tar ut flyveaske eller filteraske. Dette filtere kan være et posefilter eller elektrostatisk filter. Det siste rensetrinnet består normalt av et gassvaskeanlegg (våtvaskere/scrubere) som ved tilsats av vann og kalkforbindelser blant annet vasker ut sure forbindelser før røykgassen forsvinner ut av pipa. Denne grove anleggsbeskrivelsen er også i prinsippet beskrivende for de avfallsforbrenningsanleggene som finnes i Midt-Norge regionen, selv om renseanleggene for røykgassene varierer noe.

På bakgrunn av dette ble det derfor samlet inn transferkoeffisienter fra litteraturen for en rekke kjemiske elementer som inngår i avfall, med hovedfokus på metaller og tungmetaller. Med transferkoeffisienter menes her fordelingsfall som sier hvordan et kjemisk element fordeler seg relativt over utslippsveiene. Med utslippsveiene menes her de fire mulige veiene elementene kan ta etter forbrenningen; bunnasken, fliterasken, fliterkaken eller ut pipa med røykgassen. Transferkoeffisientene er altså et forholdstall som beskriver hvilke andeler av et element som tilføres forbrenningen som havner i hver av de fire residualene. Summen av koeffisientene til et element vil derfor alltid være 1.

Til sammen 19 forskjellige studier av hvordan ulike kjemiske elementer fordeler seg i et forbrenningsanlegg ble sammenfattet. Tilsammen 22 kjemiske elementer ble vurdert som interessante å ta med i studien i et miljømessig perspektiv. Disse 22 stoffene ble valgt både på bakgrunn av tidligere utførte studier samt EU-direktivet for avfallsforbrenning som gir retningslinjer for hvilke kjemiske elementer som anleggene må redegjøre for i utslippene sine. Tilsammen 22 stoffer ble dermed tatt med i studien; karbon (C), svovel (S), klor (Cl), fluor (F), fosfor (P), jern (Fe), aluminium (Al), arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), mangan (Mn), nikkel (Ni), bly (Pb), brom (Br), sink (Zn), antimon (Sb), tinn (Sn), tallium (Tl), kobolt (Co) og vanadium (V). Alle studiene inneholdt ikke tall på alle disse 22 elementene, da de fleste hadde hovedfokus på tungmetallene i avfallsmaterialet, men det var ønskelig å ta med så mange stoffer som mulig for å øke bredden og detaljnivået på studien.

I et avfallsforbrenningsanlegg opererer man som tidligere nevnt med fire restprodukter; bunnaske, filteraske, filterkake og røykgass. Noen steder opererer man også med et femte restprodukt, avløpsvann eller slam, som er restproduktet av en eventuell våt gassrensning. Som diskutert i kapittel 4 ser man vanligvis bort fra dette restproduktet fordi filterpressen separerer ut majoriteten av forurensningene fra avløpsslammet i filterkaken. Innholdet av forurensninger i avløpsvannet er forsvinnende lavt sammenlignet med de andre restproduktene (Sørum L., 2000; Sandgren J. et. al., 1996). Dermed står man igjen med fire transferkoeffisienter per element, som beskriver elementets relative fordeling over bunnaske, filteraske, filterkake og røykgass.

Videre viste det seg at flertallet av studiene opererte med bare tre koeffisienter, da de hadde slått sammen filterasken og filterkaken til ett restprodukt med en felles transferkoeffisient. For minoriteten av studiene som opererte med fire koeffisienter ble det derfor valgt å summere koeffisientene for filteraske og filterkake. Dermed ble alle referansene harmonisert til å inneholde tre koeffisienter, som nå representerte bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass. På denne måten kunne koeffisientene sammenlignes direkte. Ideelt sett hadde det vært ønskelig å

disaggregere mest mulig og beholde fire koeffisienter gjennom hele studien. Da hadde man oppnådd en høyere grad av detaljoppløsning i datamaterialet og man kunne forfulgt filterasken og filterkaken som to separate restprodukter. Men siden majoriteten av kildereferansene opererte med bare tre transferkoeffisienter var det nødvendig å harmonisere dette til å gjelde alle kildereferansene. Dette ble likevel vurdert til å ikke ha noen stor negativ invirkning på avfallsmodellen fordi filterasken og filterkaken har like fysiske og kjemiske egenskaper, og fordi de uansett blandes sammen og blir behandlet likt med dagens avhendingsstrategi og miljøvernlovgivning. De to restproduktene vil også behandles sammen ved eventuelle alternative behandlings- og avhendingsstrategier som er gjennomgått i kapittel 4.

De 19 forskjellige kildereferansene innholdt fordelingsstall for bare 10 av elementene som var ønskelig å undersøke; karbon (C), svovel (S), klor (Cl), fluor (F), fosfor (P), jern (Fe), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), bly (Pb) og sink (Zn). Etter at transferkoeffisientene til opptil 19 forskjellige kilder var sammenfattet for disse 10 elementene, ble snittet over alle verdiene regnet ut for de tre koeffisientene (bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass) (Fossum M., 2003; Vehlow J., 1993).

For de restrerende 12 elementene som ble inkludert i avfallsmodellen fantes det ikke tilstrekkelig litteraturdata. For disse elementene, aluminium (Al), arsen (As), krom (Cr), kobber (Cu), mangan (Mn), nikkel (Ni), brom (Br), antimon (Sb), tinn (Sn), tallium (Tl), kobolt (Co) og vanadium (V), var det nødvendig å basere seg på antagelser om hvordan de vil fordele seg i et forbrenningsanlegg. Det ble derfor utført en statistisk regresjonanalyse hvor koeffisientene ble estimert på bakgrunn av variablene kokepunktstemperatur (T_b), smeltetemperatur (T_m), molar masse (M) og spesifikk varmekapasitet (C_p), da dette er egenskaper ved stoffene som er med på å avgjøre hvordan et element fordeler seg i et forbrenningsanlegg (Vehlow J., 1993). Transferkoeffisientene til de 12 "ukjente" elementene ble funnet ved å ta utgangspunkt i koeffisientene til de 10 "kjente" elementene ved hjelp av statistisk regresjon over de fire variablene. Flyktigheten til et kjemisk element er en viktig parameter som innvirker på hvorvidt elementet havner i bunnasken, filterasken, filterkaken eller røykgassen. Derfor vil koke- og smeltepunktstemperaturen være et mål på hvordan et kjemisk element vil fordele seg over utslippsveiene. Derfor ble disse to parametrenem i tillegg til molar masse og spesifikk varmekapasitet, valgt som variabler i den statistiske regresjonsanalysen.

En slik statistisk analyse gir ikke eksakte svar på hvordan elementene vil oppføre seg i et forbrenningsanlegg, da fysiske forhold ved forbrenningsteknologiene i seg selv er med på å avgjøre hvordan elementene fordeler seg i en forbrenningsprosess. Hvorvidt et forbrenningsanlegg har vannkjølt rist, noe som påvirker temperaturforholdene nær risten, er et eksempel på en faktor som kan virke inn på fordelingen av elementer over utslippsveiene (Evensen E., 2003). Heimdal Varmesentral i Trondheim er et eksempel på et anlegg i regionen som benytter vannkjølt rist.

Da det likevel ikke fantes anleggsspesifikke data over fordelingen av elementene for forskjellige anleggstyper, var det nødvendig å ta utgangspunkt i disse antatte fordelingsstallene estimert etter en statistisk regresjonsmodell. For en mer detaljert beskrivelse av den statistiske regresjonsanalysen henvises det til Vedlegg B.

Etter at transferkoeffisientene for alle 22 elementene var sammensatt, kunne avfallsmodellen nå utvides til å også modellere fordelingen av elementene over restproduktene og de totale mengdene av de forskjellige elementene som genereres i regionen som følge av forbrenningen. Tabell 5-5 viser innhodet av de forskjellige elementene i avfallet og transferkoeffisien-

tene som er benyttet i modellen. Regnearkene som ligger bak beregningen av disse verdiene ligger vedlagt i Vedlegg E.

Tabell 5-5: Innholdet av de 22 elementene i avfall og transferkoeffisienter som viser fordelingen av disse elementene over utslippsveiene i et forbrenningsanlegg.

Element	Innhold i avfall (andel av total masse)	Tr.koeff. bunnaske	Tr.koeff. filteraske/ filterkake	Tr.koeff. røykgass
C	0,3753	0,0143	0,0047	0,9840
S	0,0022	0,3487	0,4977	0,1535
Cl	0,0072	0,1016	0,7029	0,1954
F	0,0017	0,6178	0,3178	0,1007
P	0,0013	0,8625	0,1375	0,0050
Fe	0,0375	0,9857	0,0120	0,0032
Al	n.a.	0,9999	0,0001	0
As	0,0000121	0,0738	0,7223	0,2040
Cd	0,00003169	0,2265	0,7497	0,0272
Cr	0,000177865	0,9746	0,0235	0,0018
Cu	0,000531465	0,9890	0,0103	0,0008
Hg	0,000003315	0,0421	0,7274	0,2305
Mn	0,0002173	0,9818	0,0125	0,0057
Ni	0,000076715	0,9928	0,0046	0,0026
Pb	0,0006393	0,6873	0,3082	0,0089
Br	0,000115	0	0	1,0000
Zn	0,0025	0,5848	0,4057	0,0096
Sb	0,00006	0,8373	0,1366	0,0261
Sn	0,000125	0,9987	0,0012	0,0002
Tl	0,0000000268	0,7612	0,1866	0,0522
Co	0,000000438	0,9929	0,0056	0,0016
V	0,000000875	0,9968	0,0024	0,0008

5.5.3 Relatert til totale genererte mengder av restproduktene

Etter at totale mengder for de 22 elementene er etablert for de tre utslippsveiene bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass, kan det være interessant å relatere disse mengdene til de totale mengdene som genereres av de tre residualene for regionen. Studien hittil viser kun totale mengder av de elementene man har valgt å ta med i studien, så man kan ikke uten videre summere disse og få totale mengder bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass. Disse residualene vil nemlig også inneholde en rekke andre elementer som kan utgjøre store andeler av massen,

men som ikke er tatt med her fordi de ikke er interessante i en miljømessig vurdering av restproduktene.

Derfor er det også etablert tallmateriale på de totale mengdene som genereres av bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass i regionen, basert på de samme avfallsmengdene gitt av avfallsmodellen beskrevet tidligere.

For å anslå de totale mengdene av restprodukter som genereres for hele Midt-Norge regionen er det nødvendig å legge visse antagelser til grunn. Fra avfallsmodellen beskrevet tidligere kan man hente ut tall på hvordan de totale genererte avfallsmengdene fordeler seg på fraksjonene forbruksavfall og produksjonsavfall, og videre hvordan disse mengdene utvikler seg fram mot år 2020. I år 1 (2002) gir modellen totalt 95 843 tonn generert forbruksavfall og 96 152 tonn generert produksjonsavfall. Mengdene er altså såpass like av størrelse at man kan bruke en 50/50-fordeling mellom de to fraksjonene. Videre vet man, som gjennomgått i beskrivelsen av eksempler på anlegg i kapittel 3, hvordan de totale innfyrte massene fordeler seg over anleggene til Heimdal Varmesentral og Energos Ranheim. Heimdal Varmesentral (HVS) brenner fortrinnsvis forbruksavfall (selv om det også brennes noe produksjonsavfall), mens Energos Ranheim kun brenner produksjonsavfall (industriavfall). I kapittel 3 ble det også gjort rede for hvordan de innfyrte massene fordeler seg over utslippsveiene for disse to anleggene. Her fant man at for HVS havnet 20 % i bunnasken, 2 % i filterasken/filterkaken og 78 % i røykgassen. For Energos Ranheim var de tilsvarende tallene 8,1 % for bunnasken, 2,5 % i filterasken/filterkaken og 89,4 % i røykgassen.

Det ble derfor valgt å bruke dette som bakgrunn for en allokering metode for hele regionen. Ved å anta at Heimdal Varmesentral er representativ for forbrenning av forbruksavfall og at Energos Ranheim er tilsvarende representativ for forbrenning av produksjonsavfall, ble de totale avfallsmengdene for hele regionen fordelt 50/50 mellom fordelingstallene for de to anleggene. De antatte fordelingstallene for hele regionen vil altså være snittet av de to verdiene for henholdsvis bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass. Dette tilsvarer følgende fordelingstall for regionen; 14,05 % bunnaske, 2,25 % filteraske/filterkake og 83,7 % røykgass. Tabell 5-6 og 5-7 viser henholdsvis fordelingstallene for Heimdal Varmesentral, Energos Ranheim og de nye beregnede tallene for regionen, og de totale mengdene restprodukter for regionen når disse tallene benyttes for hele avfallsmaterialet for årene 2002 og 2020.

Tabell 5-6: Fordelingstall for Heimdal Varmesentral, Energos Ranheim og nye beregnede tall for regionen.

Restprodukt	HVS	Energos	Nye tall for regionen
Bunnaske	20 %	8,1 %	14,05
Filteraske/filterkake	2 %	2,5 %	2,25 %
Røykgass	78 %	89,4 %	83,7 %

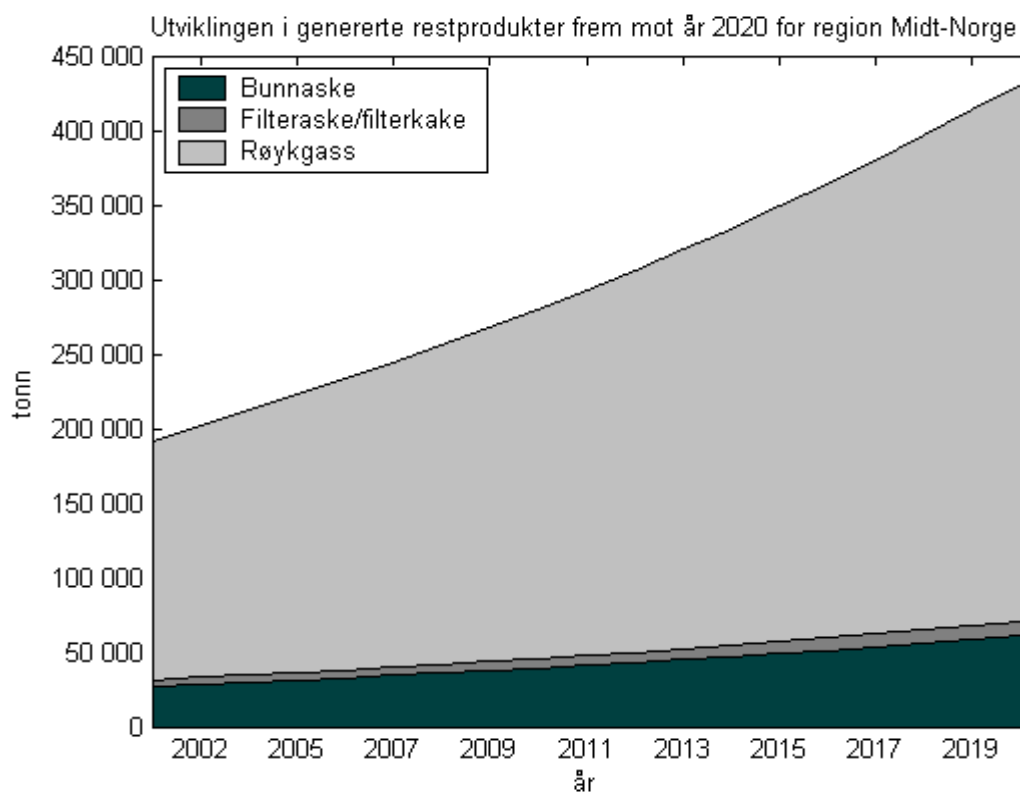
Tabell 5-7: Totale mengder restprodukter for region Midt-Norge for år 2002 og år 2020.

Restprodukt	Mengde 2002 (tonn)	Mengde 2020 (tonn)
Bunnaske	26 975	60 605
Filteraske/filterkake	4 320	9 705,5

Tabell 5-7: Totale mengder restprodukter for region Midt-Norge for år 2002 og år 2020.

Restprodukt	Mengde 2002 (tonn)	Mengde 2020 (tonn)
Røykgass	160 699	361 040
SUM	191 994	431 351

Figur 5-2 viser grafisk utviklingen i genererte mengder restprodukter for Midt-Norge regionen frem mot år 2020.

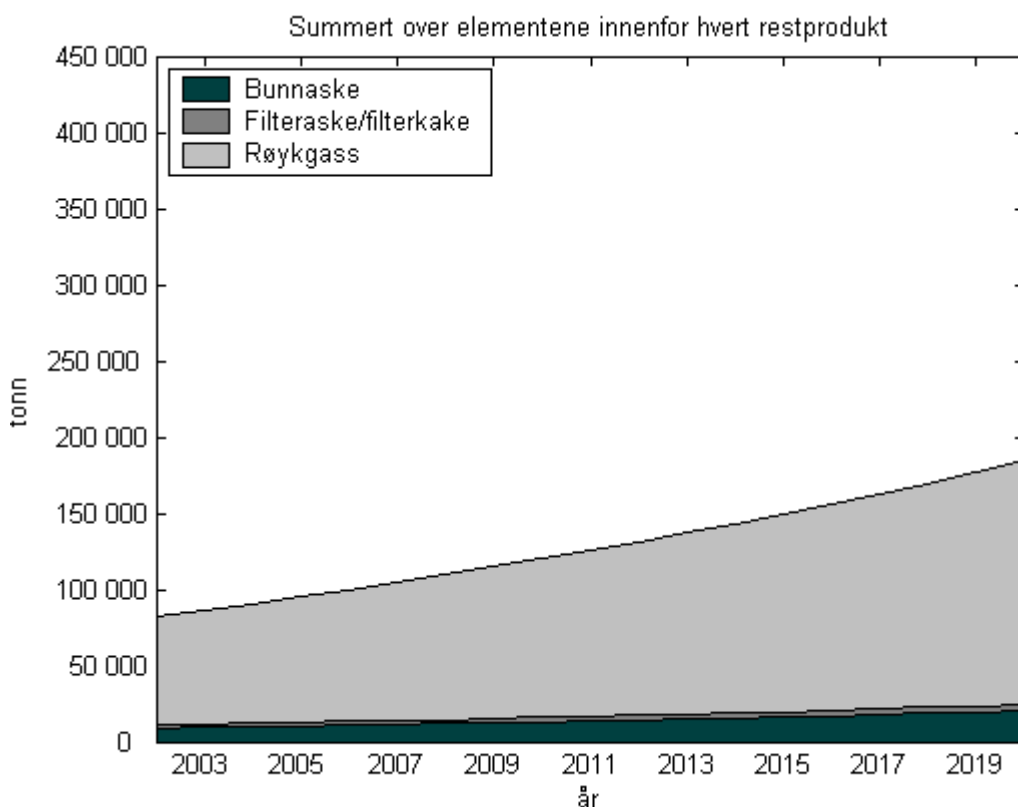


Figur 5-2: Beregnet utvikling i genererte mengder restprodukter frem mot år 2020 for region Midt-Norge.

Dersom man derimot summerer over alle 22 elementene som det er gjort rede for i elementstudien innenfor hvert restprodukt (bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass) får man for år 1 (2002) 9 008 tonn for bunnasken (kontra 26 975 tonn bunnaske totalt), 1 848 tonn for filterasken/filterkaken (kontra 4 320 tonn totalt og 71 290 tonn for røykgassen (kontra 191 994 tonn totalt). Grunnen til at tallene er så forskjellige er at i elementstudien er det kun tatt med elementer som ble ansett som interessante i et miljømessig perspektiv. De tre residualene vil inneholde flere elementer enn de 22 som det er gjort rede for i elementstudien. Differansen i massen for de tre restproduktene vil inneholde elementer som ikke antas å være skadelige for miljøet. Denne restmassen var det derfor ikke interessant å gjøre rede for i da utfordringene i forbindelse med avhendingen av restproduktene først og fremst skyldes innholdet av skadelige komponenter og deres potensiale for utlekking og avrenning ved deponering av askeproduktene. Den samme tendensen ser man igjen i litteraturmaterialet som er gjennomgått i forkant av utvidelsen av modellen. Det eksisterer ingen totale massebalanser for avfallsforbrenning hvor fordelingen av alle elementer som inngår i avfallsmaterialet er gjort rede for. De forskjellige litteraturkildene som er gjennomgått tar kun for seg hovedkomponenter som karbon (C),

svovel (S), klor (Cl) m.fl. i tillegg til miljøskadelige elementer som fluor (F), fosfor (P), metaller og ikke minst tungmetaller.

Når det gjelder de 71 290 tonnene med røykgass summert over elementene i modellen (kontra 191 944 tonn røykgass totalt) vil dette tallet ved første øyekast virke svært høyt, noe som skulle antyde at det slippes ut store mengder skadelige komponenter i røykgassen fra forbrenningen i Midt-Norge. Dette høye tallet skyldes imidlertid at karbon (C) er ett av elementene som inngår i elementstudien. Kommunalt avfall inneholder mye karbon, og 37,53 % av det totale avfallsmaterialet som inngår i modellen er antatt å være karbon med bakgrunn i litteraturen (Sørum L., 2000). Når de sammenfattede litteratordataene i tillegg viser at hele 98,4 % av innfyrt karbon havner i røykgassen (hovedsaklig i form av CO_2), forklarer dette hvorfor modellen noe misvisende gir hele 71 290 tonn for røykgassen for elementene som er tatt med i modellen. Det er nemlig svært små mengder av de skadelige elementene som havner i røykgassen med dagens moderne gassrensutstyr ved avfallsforbrenning, med et lite unntak for det flyktige kvikksølv (Hg). Figur 5-3 viser grafisk summen av massen av elementene innenfor hver restprodukt (bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass). Her er aksene skalert identisk med figur 5-2 overfor, og som man ser viser figuren at summert over elementene får man bare en del av den totale mengden restprodukter som ble vist i figur 5-2.



Figur 5-3: Figuren viser totale mengder av de elementene som er inkludert i elementstudien når de er summert innenfor hvert av restproduktene bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass.

Oppsummert kan man si at den utvidede avfallsmodellen nå kan gi oss de totale mengdene som genereres av restproduktene bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass for Midt-Norge regionen fra år 2002 fram til år 2020. Dermed vet man hvilke mengder man har med å gjøre dersom man ønsker å vurdere alternative behandlingsstrategier for restproduktene i regionen. I tillegg kan man hente ut data på hvordan de innfyrte mengdene av interessante elementer

fordeler seg over restproduktene, og også totale mengder som genereres i regionen for hvert element samlet eller innenfor hvert restprodukt. Dermed kan man for et gitt element få vite hvor mye som faktisk legges på vanlig avfallsdeponi (som Heggstadmoen) og spesialavfallsdeponi (som Langøya), noe som kan være spesielt interessant med tanke på metaller og tungmetaller som ofte er begrensede og dyre ressurser å utvinne jomfruelig. Den utvidede avfallsmodellen gir altså et utvidet grunnlag for å vurdere miljøprestasjonen til den eksisterende avhendingsstrategien for askeproduktene og vurderingen av alternative avhendingsstrategier for disse.

6 Scenarier

Et av hovedformålene med denne studien er som nevnt innledningsvis å vurdere miljøprestasjonen til dagens situasjon for behandling og avhending av restproduktene og til eventuelle alternative behandlingsmåter for restproduktene som genereres i Midt-Norge. Ettersom den utvidede avfallsmodellen nå kan gi oss tall på totale mengder restprodukter som genereres i regionen, og også totale mengder av en rekke miljømessige interessante elementer, gir dette et utvidet grunnlag for å vurdere både dagens situasjon samt eventuelle alternative løsninger for restproduktene fra avfallsforbrenningen i regionen.

Det er etablert to hovedscenarier for avfallsforbrenning og avhending av askeprodukter for region Midt-Norge, og de potensielle miljøpåvirkningene vil deretter bli vurdert ved hjelp av livsløpsmetodikk (LCA - life cycle assessment) for begge scenariene. Det som hittil i oppgaven er beregnet og sammenfattet er felles for begge scenariene, og vil således utgjøre grunnlaget for utviklingen av scenariene og sammenligningen av disse.

Den første scenariet, Scenario A, vil ta utgangspunkt i forbrenningssituasjonen i Scenario 1 fra Bergsdals diplomoppgave fra 2002. Dette scenariet baserer seg på sentralisert avfallsforbrenning av forbruks- og produksjonsavfallet hvor noen få større anlegg tar seg av alt avfallet som genereres i regionen. Restproduktene fra denne forbrenningen følger et avhendingsscenario som tilsvarende dagens situasjon. Spesialavfallet blir i dette scenariet sendt til NOAHs to mottak for spesialavfall. Av spesialavfallet blir 5 % sendt til Brevik (organisk spesialavfall) for forbrenning i Norcems sementovner, mens resten blir sendt til Langøya (uorganisk spesialavfall). Dette sentraliserte scenariet er dermed det som ligger nærmest dagens situasjon for Midt-Norge.

Scenario B vil ta utgangspunkt i Scenario 2 fra studien til Bergsdal, og baserer seg på en desentralisert forbrenningsstrategi hvor flere mindre anlegg lokaliseres nærmere kildene og mer spredt i regionen. I dette scenariet blir også spesialavfallet behandlet i regionen i egne anlegg som kan forbrenne spesialavfall. Restproduktene fra forbrenningen av forbruks- og produksjonsavfall vil i dette scenariet behandles i et eget anlegg som antas opprettet i regionen. Dette scenariet representerer således et alternativ til dagens situasjon for avfallsforbrenning og avhending av restprodukter for regionen. Begge scenariene vil bli nærmere beskrevet i de følgende delkapitlene.

Begge scenariene vil ta utgangspunkt i den utvidede avfallsmodellen som er beskrevet hitil. De to scenariene vil dermed basere seg på den samme avfallsmengden og den samme antatte utviklingen i avfallsmengden for regionen frem mot år 2020. Det vil si at utviklingen i befolkningen i regionen også antas lik for de to scenariene. Videre er det likeledes antatt samme totale produksjon av restproduktene bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass for begge scenariene, da dette følger direkte av avfallsmengdene innfyrt for regionen. Også hvordan de inkluderte elementene i elementstudien fordeler seg over restproduktene, og dermed de totale mengdene av de interessante elementene som genereres i regionen antas likt for begge scenariene, da dette også følger direkte av mengden avfall som forbrennes i regionen.

Etter at man har definert alle prosessene som inngår i scenariene og kvantifisert inngangs- og utgangsfaktorer for alle delprosesser, må dette knyttes opp mot potensialer for miljøeffekter for å etablere den totale miljøprestasjonen til de to scenariene. For disse beregningene er dataprogrammet SimaPro 5.0 benyttet som hjelpeverktøy.

SimaPro er et dataverktøy som brukes til hjelp i livløpsvurderinger. I dette programmet kan man definere et ønsket livsløpssystem hvor alle inngangsfaktorer til systemet som energibruk, materialbruk, transportbehov etc. og utgangsfaktorer som utslipp til luft, jord og vann etc.

mates inn i modellen. SimaPro vil deretter bearbeide tallmaterialet og konvertere alle inngangsfaktorer og utgangsfaktorer til en samlet total miljøprestasjon for alle delprosesser som inngår i systemet via databasemateriale som ligger i programmet. De forskjellige bidragene innenfor hver påvirkningskategori kan summeres til et samlet potensiale for miljøpåvirkning for hver delprosess eller for det totale systemet. På den måten kan man etablere den totale miljøprestasjonen til hele systemet som undersøkes, eller undersøke hvor mye hver delprosess bidrar til den totale miljøprestasjonen for systemet samlet. De forskjellige delprosessene til systemet vil gi ulike bidrag innenfor forskjellige påvirkningskategorier. SimaPro karakteriserer de potensielle miljøpåvirkningene innenfor følgende ti påvirkningskategorier:

- Abiotisk utarming. Denne kategorien refererer til uttak av abiotiske ressurser som mineraler og fossile brensler, dersom systemet inneholder inputs av slike råmaterialer. Enheten som benyttes er [kg antimon-ekvivalenter/kg uttatt råvare] og er basert på gjenværende reserver og uttaksraten av den aktuelle ressursen.
- Global oppvarming. Kategorien refererer til potensiale for global oppvarming og er utviklet av FNs Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC). Alle utslipp med potensiale innenfor denne kategorien regnes om til enheten [kg CO₂-ekvivalenter/kg utslipp] med en tidshorisont på 100 år.
- Ozonedbrytning. Karakteriseringsmodellen er utviklet av World Meteorological Organisation (WMO) og regner alle utlipp med potensiale for nedbrytning av stratosfærisk ozon i [CFC-11-ekvivalenter/kg utslipp].
- Menneskelig toksisitet. Regner potensialer for toksiske stoffers effekter på mennesker etter dose-respons sammenhenger. Regner alle bidrag i [1,4-diklorobenzon-ekvivalenter/kg utslipp].
- Ferskvannstoksitet. Økotoksitetspotensialer for ferskvanns-økosystemer er beregnet for toksiske stoffers bidrag i ekvivalenter med enheten [1,4-diklorobenzon-ekvivalenter/kg utslipp].
- Marin toksisitet. Økotoksitetspotensialer for marine økosystemer er beregnet på samme måte og med samme ekvivalent-enhet som for ferskvannstoksitet.
- Landlig toksisitet. Økotoksitetspotensialer for landlige økosystemer er beregnet på samme måte og med samme ekvivalent-enhet som for ferskvannstoksitet.
- Fotokjemisk ozondannelse. Stoffer med bidrag innenfor denne kategorien (også kalt smog eller bakkenær ozon) regnes i [kg etylen-ekvivalenter/kg utslipp].
- Forsuringspotensiale. Alle forsurende utslipp som forårsaker sur nedbør og forsuring av jordsmonn og vann regnes i [kg SO₂-ekvivalenter/kg utslipp].
- Eutrofieringspotensiale. Eutrofiering kalles gjerne overgjødsling og skyldes for stor tilgang til nitrogen- og fosforholdige næringsstoffer i jord og vann. Alle bidrag regnes i [PO₄--ekvivalenter/kg utslipp].

Delresultater fra prosesser som inngår i scenariene vil presenteres fortløpende for disse ti påvirkningskategoriene etter hvert som de forskjellige delprosessene som forbrenning, transport og avhending gjennomgås. I kapittel 7 følger en sammenfatning av resultatene.

I de neste delkapitlene følger en nærmere beskrivelse av de to scenariene. Det må presiseres at begge scenariene er basert på teoretiske scenarier fra rapporten til Bergsdal, da avfallsmodellen herfra ligger til grunn for utvidelsen som er utført i denne studien. Dermed vil ikke selv Scenario A gi et eksakt bilde av dagens situasjon for Midt-Norge regionen. Dette ble gjort fordi en av premissene for denne studien var å ta utgangspunkt i oppgaven til Bergsdal og bygge videre på den med fokus på restproduktene fra avfallsforbrenning i Midt-Norge. Således vil de to oppgavene bli en del av en større helhetlig studie av forskjellige aspekter knyttet til avfallsbehandling i regionen.

6.1 Scenario A - sentralisert forbrenning med dagens askeavhendingsystem

Scenario A tar utgangspunkt i Scenario 1 fra Bergsdals diplomoppgave fra 2002, og er det scenariet som ligger nærmest dagens situasjon. Dette scenariet representerer en sentralisert løsning for forbrenning av forbruks- og produksjonsavfall i regionen, hvor noen få større anlegg skal ta seg av avfallsmaterialet som genereres i regionen.

Spesialavfallet sendes i dette scenariet til behandling i NOAHs to anlegg i Sør-Norge, hvor 5 % går til Brevik og Norcems sementovner (organisk spesialavfall) og resten går til Langøya for behandling og deponering (uorganisk spesialavfall).

For avhendingen av restproduktene fra forbrenningen er det valgt et system som tilsvarer dagens situasjon for restproduktene, det vil si at bunnasken deponeres på vanlig deponi på Heggstadmoen utenfor Trondheim, mens filterasken og filterkaken transporteres til Langøya og NOAHs spesialavfallsdeponi.

I dette kapitlet følger en gjennomgang av basisscenariet fra Bergsdal som er lagt til grunn, samt en gjennomgang av restproduktscenariet som er utviklet, inkludert delprosesser som transport av bunnaske og filteraske/filterkake og deponeringsprosessene på Heggstadmoen og Langøya.

6.1.1 Gjennomgang av basisscenariet for Scenario A

I Bergsdals Scenario 1 er det antatt at alt avfall som er egnet for forbrenning (forbruks- og produksjonsavfall), går til nettopp forbrenning. Det vil si at dagens kapasitet for avfallsforbrenning ikke er tilstrekkelig for å ta unna alt det brennbare avfallet som genereres i regionen. Det er derfor antatt noen teoretiske anlegg som er plassert rundt i regionen. Som følge av utviklingen i avfallsmengder er det også antatt utbygging av nye anlegg for å ta unna den stadig økende avfallsmengden. Disse nye anleggene vil være operative fra år 2010.

Utbyggingen av tilstrekkelig kapasitet er altså teoretisk, men tar utgangspunkt i regionens desidert største forbrenningsanlegg, Heimdal Varmesentral (HVS). HVS har i dag en kapasitet på 90 000 tonn årlig, en kapasitet som i dag utnyttes til fulle. Anlegget står imidlertid overfor en utbygging som vil føre den årlige kapasiteten opp i 160 000 tonn (Trondheim Energiverk, 2001). I dette scenariet er det derfor antatt at anlegget er ferdig utvidet slik at kapasiteten ligger på 160 000 tonn avfall årlig for hele perioden fram mot år 2020. Mengden avfall til forbrenning ligger i år 2002 på nesten 192 000 tonn, og dette vil i følge modellen stige med ytterligere 100 000 innen år 2010. Det er derfor behov for flere anlegg i regionen. Man må imidlertid ta hensyn til befolkningsmengde og befolkningstetthet når andre anlegg skal plasseres, fordi et forbrenningsanlegg er avhengig av lokale energiavtakere. Trondheim og omegn er det området med desidert størst befolkningsmengde, befolkningstetthet og energiavtak. Resten av forbrenningskapasiteten i regionen kan dermed ikke fylles opp med anlegg av Heimdal Varmesentrals

dimensjoner. For å ta hånd om resten av avfallet som genereres i regionen er det derfor valgt anlegg av mindre dimensjoner, for at scenariet skal være så realistisk som mulig. Disse mindre anleggene vil ha en kapasitet på rundt 40-45 000 tonn avfall årlig (Bergsdal H., 2002). Lokaliseringen av anleggene er foretatt ut fra et ønske om lavest mulig transportbehov for avfallet, gitt at det er tilstrekkelig befolkningsgrunnlag for avtak av fjernvarme i det aktuelle området. Anleggene er tildelt avfallsselskap, men det er ikke foretatt noen nøyaktig vurdering når det gjelder i hvilken av medlemskommunene anleggene skal plasseres. Anleggene som er antatt operative fra år 2002 vil dekke kapasiteten fram til år 2010. Disse anleggene sammen med anleggene som antas bygget i år 2010 vil dekke kapasiteten ut til og med år 2020. Tabell 6-1 viser hvilke opprinnelige anlegg som er antatt plassert i regionen med tilhørende forbrenningskapasitet. Tabell 6-2 viser hvilke nye anlegg som antas bygget til år 2010 med tilhørende forbrenningskapasitet (Bergsdal H., 2002).

Tabell 6-1: Anlegg operative fra år 2002 og tilhørende forbrenningskapasitet (Bergsdal H., 2002).

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Gruppe Midt (Trondheim)	160 000
Gruppe Sør	45 000
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	40 000
Romsdalshalvøya Interkommunale Renovasjonsselskap (RIR)	35 000
Totalt	280 000

Tabell 6-2: Nye anlegg operative fra år 2010 og tilhørende forbrenningskapasitet (Bergsdal H., 2002).

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	20 000
Innherred Renovasjon (IR)	45 000
Gruppe Nord	35 000
Nord-Møre Interkommunale Renholdsverk	40 000
Eksisterende kapasitet	280 000
Totalt	420 000

De potensielle miljøbelastningene som dette forbrenningsscenariet medfører er deretter beregnet ved hjelp av SimaPro. Scenariet inneholder transport av avfallsmaterialet fra avfallsselskapene til nærmeste forbrenningsanlegg. Transportbehovet for regionen er koblet opp mot miljøbelastninger fra transport som ligger inne i programmets databaser. Utslippene fra selve forbrenningsanleggene er også lagt inn i programmet. SimaPro kan deretter regne om dette tallmaterialet til totalt potensielle miljøpåvirkning for scenariet. Tabeller for utslipp forbundet med transport og forbrenning ligger vedlagt i Vedlegg C. Tabell 6-3 viser det totale poten-

sialet for miljøpåvirkning for den sentraliserte avfallsforbrenningen i dette scenariet innenfor de ti påvirkningskategoriene for transport og forbrenning for årene 2002 og 2020 (Bergsdal H., 2002; Bergsdal H. et. al., 2003).

Tabell 6–3: Totalt potensiale for miljøpåvirkning for den sentraliserte forbrenningsløsningen innenfor de ti påvirkningskategoriene for transport og forbrenning for årene 2002 og 2020.

Påvirkningskategori	Transport 2002	Forbrenning 2002	Transport 2020	Forbrenning 2020
Abiotisk utarming	24 736	0	46 528	0
Globalt oppvarmingspotensiale	3 565 800	23 039 000	6 707 300	51 763 000
Ozon-nedbrytning	4,915	0	9,2452	0
Menneskelig toksisitet	1 246 400	499 190	2 344 500	1 009 300
Ferskvannstoksitet	107 300	6 188,6	201 820	12 594
Marin toksisitet	762 950 000	1 300 000 000	1 435 100 000	2 161 400 000
Landlig toksisitet	9 332,1	211 170	17 554	535 800
Fotokjemisk oksidasjon	1 220,7	604,68	2 296,2	1 070,8
Forsuringspotensiale	25 699	48 715	48 341	119 930
Eutrofieringspotensiale	4 256,5	10 256	8 006,4	24 502

Når det gjelder spesialavfallet generert i regionen er det for dette scenariet antatt at disse mengdene sendes til de to spesialavfallsmottakene til Norsk Avfallshåndtering AS (NOAH). NOAH har et anlegg for mottak av organisk spesialavfall i Brevik, hvor dette forbrennes i Norcems sementovner, og et anlegg på Langøya for mottak og behandling av uorganisk spesialavfall. Av de totale spesialavfallsmengdene er det antatt at 5 % sendes til Brevik for spesialavfallsforbrenning mens resten sendes til Langøya for behandling og deponering. Denne prosentfordelingen antas gjeldende for alle avfallsselskap i regionen. Tabeller over utslipp forbundet med disse behandlingene finnes i Vedlegg C. Tabell 6-4 viser totale mengder spesialavfall som leveres til de to anleggene til NOAH (Bergsdal H., 2002; Bergsdal H. et. al., 2003).

Tabell 6–4: Fordeling spesialavfallsmengdene i regionen for årene 2002 og 2020.

Årstall	Brevik (tonn/år)	Langøya (tonn/år)
2002	5 344,6	101 550
2020	13 694	260 190

De totale ekvivalentene for transporten og forbrenning/behandling av spesialavfall for dette scenariet er deretter beregnet ved hjelp av SimaPro som beskrevet tidligere, og er vist i tabell 6-5 for årene 2002 og 2020.

Tabell 6–5: Totale ekvivalenter for transport og avhending av spesialavfall i Scenario A for årene 2002 og 2020.

Påvirkningskategori	Transport 2002	Avhending 2002	Transport 2020	Avhending 2020
Abiotisk utarming	98 722	0	252 760	0
Globalt oppvarmingspotensiale	14 231 000	7 363 800	36 436 000	18 868 000
Ozon-nedbrytning	19,616	0	50,223	0
Menneskelig toksisitet	4 974 600	6 255 100	12 736 000	16 027 000
Ferskvannstoksitet	428 220	24 073	1 096 400	61 681
Marin toksisitet	3 045 000 000	2 591 600 000	7 796 000 000	6 640 400 000
Landlig toksisitet	37 245	47 143	95 358	120 790
Fotokjemisk oksidasjon	4 872	4 756,7	12 474	12 188
Forsuringspotensiale	102 570	119 180	262 600	305 380
Eutrofieringspotensiale	16 988	1 462,3	43 494	3 746,8

I dette scenariet er det antatt en del forbrenning av gass i tillegg til avfallsforbrenningen slik den er beskrevet hittil. Dette er gjort for å oppfylle kravet om at begge scenariene skal levere identisk energimengde totalt. I Scenario B, som vil bli grundigere beskrevet i neste delkapittel, vil nemlig spesialavfallet bli forbrent i egne spesialavfallsforbrenningsanlegg som antas opprettet i regionen. Det vil si at Scenario B produserer en større mengde fjernvarmeenergi enn Scenario A hvor 95 % av spesialavfallet deponeres på NOAHs anlegg på Langøya. Derfor var det nødvendig å anta at denne differansen i levert energi måtte dekkes av en annen energikilde i Scenario A. For å kunne foreta en komparativ livløpsvurdering av to systemer for avfallsforbrenning og energiproduksjon for regionen ble det satt som en forutsetning at begge systemer skal levere samme mengde energi i form av fjernvarme. Scenario A inneholder dermed en tilleggsprosess hvor denne differansen er dekket opp av energi produsert fra forbrenning av naturgass (Bergsdal H., 2002; Bergsdal H. et. al., 2003). Denne tilleggsprosessen vil også medføre utslipp og potensielle miljøpåvirkninger som må tas med i totalvurderingen av scenariet. Ekvivalentene fra forbrenning av naturgass i Scenario A er presentert i tabell 6-6 for årene 2002 og 2020.

Tabell 6–6: Potensiale for miljøpåvirkning fra tilleggsbrenning av naturgass i Scenario A i ekvivalenter for år 2002 og år 2020.

Påvirkningskategori	Gassbrenning 2002	Gassbrenning 2020
Abiotisk utarming	740 720	1 897 900
Globalt oppvarmingspotensiale	88 066 000	225 650 000
Ozon-nedbrytning	7,6967	19,721
Menneskelig toksisitet	9 928 500	25 440 000
Ferskvannstoksitet	261 790	670 770
Marin toksisitet	1 652 700 000	4 234 800 000

Tabell 6–6: Potensiale for miljøpåvirkning fra tilleggsbrenning av naturgass i Scenario A i ekvivalenter for år 2002 og år 2020.

Påvirkningskategorio	Gassbrenning 2002	Gassbrenning 2020
Landlig toksisitet	26 661	68 313
Fotokjemisk oksidasjon	12 184	31 220
Forsuringspotensiale	94 580	242 340
Eutrofieringspotensiale	21 956	56 258

I scenariet er det som nevnt lagt opp til bygging av nye forbrenningsanlegg, da dagens forbrenningskapasitet ikke er tilstrekkelig til å ta unna dagens avfallsmengder, og langt mindre avfallsmengdene som forventes å bli generert fram mot år 2020. Denne nybyggingen vil også medføre miljømessige konsekvenser som må tas med i helhetsvurderingem av scenariet. Ekvivalentene fra denne anleggskonstruksjonen er beregnet ved hjelp av Input-Output analyse. For anleggene er det antatt en konstruksjonskostnad på 5000 NOK per tonn forbrenningskapasitet. Dette er kombinert med matriser som beskriver utslipp knyttet til hver krone investert i anlegg. På den måten har man identifisert påvirkningspotensialene innenfor de ti effektkategoriene knyttet til anleggskonstruksjonen. For en grundigere beskrivelse av denne fremgangsmåten henvises det til artikkelutkastet skrevet av Bergsdal, H., Strømman A.H. og Hertwich E.G. Dette er imidlertid utslipp som ikke slippes ut jevnt over hele perioden som en funksjon av de stadig økende avfallsmengdene, slik tilfellet er for utslippene fra de andre delprosessene. Konstruksjonen av anlegg vil kun gi miljøpåvirkninger ved to konkrete tidspunkt; ved utbygging av tilstrekkelig kapasitet ved starten av perioden i år 2002, og ved den ytterligere utbyggingen av kapasiteten i år 2020. I tabell 6-7 er potensialene for miljøpåvirkning innenfor de ti kategoriene presentert for konstruksjonen av anlegg for Scenario A for årene 2002 og 2010. Denne påvirkningen vil dermed legges til modellen kun for årene 2002 og 2010 (Bergsdal H., 2002; Bergsdal H. et. al., 2003).

Tabell 6–7: Ekvivalenter fra anleggskonstruksjonen i Scenario A for år 2002 og år 2010.

Påvirkningskategorio	Anleggskonstruksjon 2002	Anleggskonstruksjon 2010
Abiotisk utarming	0	0
Globalt oppvarmingspotensiale	79 447 000	42 515 000
Ozon-nedbrytning	0	0
Menneskelig toksisitet	219 590 000	117 510 000
Ferskvannstoksitet	67 266	35 996
Marin toksisitet	8 921 200	4 774 000
Landlig toksisitet	81 372	43 545
Fotokjemisk oksidasjon	9 065	4 851

Påvirkningskategorio	Anleggskonstruksjon 2002	Anleggskonstruksjon 2010
Forsuringspotensiale	111 780	59 816
Eutrofieringspotensiale	2 997	1 603,8

Basisscenariet slik det er beskrevet hittil er utgangspunktet for den videre utvidelsen av scenariet som tar for seg hva som skjer med restproduktene etter forbrenningen.

6.1.2 Restproduktscenario

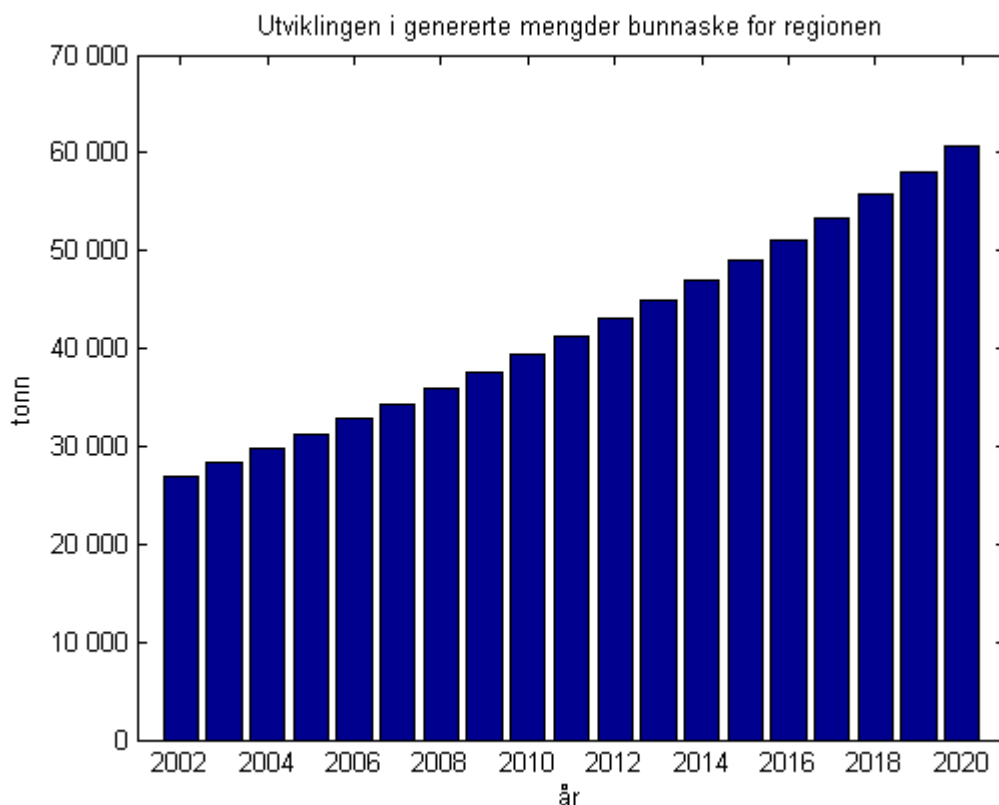
Scenario A slik det er beskrevet hittil har deretter blitt utvidet til å også inneholde informasjon om hva som skjer med restproduktene etter at transport og forbrenning av avfallet har funnet sted. I Scenario A er det valgt en løsning for avhending av restproduktene som tilsvarer den strategien man benytter seg av i dag. Det vil si at bunnaske havner på vanlig avfallsdeponi ved Heggstadmoen utenfor Trondheim hvor det blir brukt som topp- og mellomdekke, mens filteraske og filterkake transporteres til Langøya utenfor Holmestrand for stabilisering og solidifisering ved NOAHs anlegg for mottak av uorganisk spesialavfall. Utvidelsen av scenariet vil inkludere følgende to elementer:

- Transport av restproduktene
- Prosesser som inngår i avhendingsscenariet

De kommende delkapitlene vil beskrive hvordan de potensielle miljøpåvirkningene fra disse delprosessene har blitt beregnet.

6.1.3 Transport bunnaske til Heggstadmoen

Som tidligere nevnt har vi i denne studien brukt en fordeling som innebærer at 14,05 % av avfallsmaterialet havner i bunnasken på massebasis. I år 2002 genereres det nesten 27 000 tonn bunnaske i regionen, og utviklingen i generert bunnaske er vist i figur 6-1.



Figur 6–1: Utviklingen i genererte mengder bunnaske for regionen.

Etter at restproduktene er generert ved forbrenningsanleggene må de transporteres til det stedet hvor avhendingen skal foregå. For bunnasken vil det si avfallsfyllingen ved Heggstadmoen utenfor Trondheim. Det er derfor i modellen innlemmet tall for transportavstander fra enkelte anleggene til Heggstadmoen. Transportavstandene kan deretter multipliseres med den mengden bunnaske som genereres ved hvert anlegg slik at man får det totale transportbehovet (i tonnkilometer, tkm) hvert anlegg krever for avlevering av bunnasken til avfallsdeponiet. Tabell 6-8 viser en oversikt over avstandene for hvert anlegg til Heggstadmoen, mengden bunnaske og transportbehovet for hvert anlegg for årene 2002 og 2010. Det totale transportbehovet for all bunnaske som leveres til Heggstadmoen er deretter, ved hjelp av transportdata hentet fra SimaPro, omregnet til totalt potensiale for miljøpåvirkning i ekvivalenter innenfor de ti påvirkningskategoriene. De totale ekvivalentene er presentert i tabell 6-9 for årene 2002 og 2020.

Tabell 6–8: Avstanden mellom forbrenningsanleggene og Heggstadmoen avfallsfylling, mengde bunnaske generert og totalt transportbehov for bunnasken for hvert anlegg for år 2002 og år 2020.

Forbr. anlegg (lokalisering)	Avstand til Hegg. (km)	Mengde		Mengde b.a. 2020 (tonn)	Transp.beh. b.a. 2020 (tkm)
		b.a. 2002 (tonn)	Transp.beh. b.a. 2002 (tkm)		
FIAS	153	-	-	2 603,9	398 390
IR	31	-	-	6 920,3	214 530
Sum	1 247	26 975,3	2 889 546	60 605	6 394 100

Tabell 6–8: Avstanden mellom forbrenningsanleggene og Heggstadmoen avfallsfylling, mengde bunnaske generert og totalt transportbehov for bunnasken for hvert anlegg for år 2002 og år 2020.

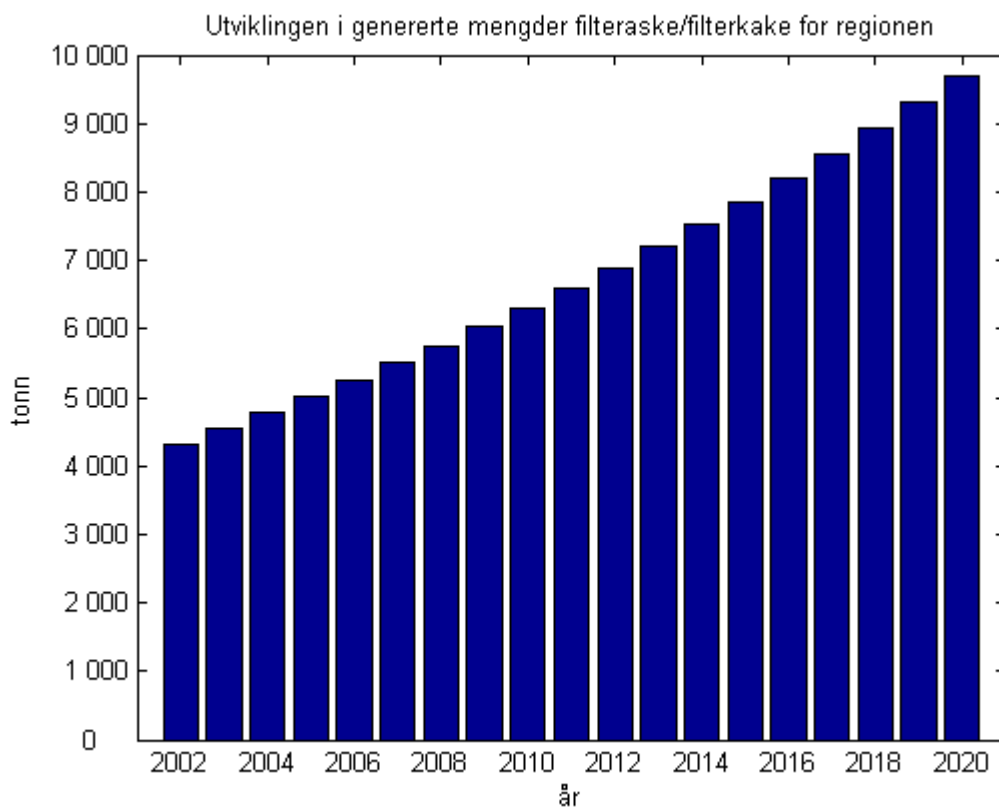
Forbr. anlegg (lokalisering)	Avstand til Hegg. (km)	Mengde b.a. 2002 (tonn)	Transp.beh. b.a. 2002 (tkm)	Mengde b.a. 2020 (tonn)	Transp.beh. b.a. 2020 (tkm)
MNA	193	3 522,9	679 930	5 571,4	1 075 300
NIR	207	-	-	5 469,7	1 132 200
RIR	232	3 610,5	837 650	4 846,6	1 124 400
Gruppe Nord	120	-	-	5 120,7	614 480
Gruppe Midt	1	15 466	15 466	24 232	24 232
Gruppe Syd	310	4 375,9	1 356 500	5 840,4	1 810 500
Sum	1 247	26 975,3	2 889 546	60 605	6 394 100

Tabell 6–9: Totale ekvivalenter for transport av bunnaske til Heggstadmoen.

Påvirkningskategori	2002	2020
Abiotisk utarming	4 450	9 846,9
Globalt oppvarmingspotensiale	641 490	1 419 500
Ozon-nedbrytning	0,88421	1,9566
Menneskelig toksisitet	224 230	496 180
Ferskvannstoksitet	19 320	42 712
Marin toksisitet	137 260 000	303 720 000
Landlig toksisitet	1 678,8	3 715
Fotokjemisk oksidasjon	219,61	485,95
Forsuringspotensiale	4 623,3	10 231
Eutrofieringspotensiale	765,74	1 694,4

6.1.4 Transport filteraske/filterkake til Langøya

Tilsvarende fremgangsmåte må gjennomføres for filterasken og filterkaken som genereres ved forbrenningsanleggene i Scenario A. Dette restproduktet må imidlertid fraktes helt til spesialavfallsanlegget på Langøya. Ellers er fremgangsmåten den samme. 2,25 % av det innfyrte avfallet ender opp som filteraske og filterkake på massebasis, noe som tilsvarer 4320 tonn filteraske/filterkake i år 2002. Figur 6-2 viser utviklingen i mengdene filteraske/filterkake som genereres i regionen fram mot år 2020.



Figur 6-2: Utviklingen i genererte mengder filteraske og filterkake for regionen.

Tabell 6-10 viser tilsvarende avstandene til anlegget på Langøya for alle forbrenningsanleggene, askemengdene og transportbehovet for filteraske/filterkake som genereres i regionen for årene 2002 og 2020. Som for bunnasken overfor er deretter det totale transportbehovet for filteraske/filterkake omregnet til ekvivalenter innenfor de ti påvirkningskategoriene ved hjelp av transportdata som ligger i databasene til Simapro. De totale ekvivalentene for all transport av filteraske/filterkake til Langøya for regionen er presentert i tabell 6-11.

Tabell 6-10: Avstanden mellom forbrenningsanleggene og Langøya spesialavfallsanlegg, mengde filteraske/filterkake generert og totalt transportbehov for filteraske/filterkake for hvert anlegg for år 2002 og år 2020.

Forbr. anlegg (lokalisering)	Avstand til Langøya (km)	Mengde f.a./ f.k. 2002 (tonn)	Transp.beh. f.a./f.k. 2002 (tkm)	Mengde f.a./ f.k. 2020 (tonn)	Transp.beh. f.a./f.k. 2020 (tkm)
FIAS	462	-	-	416,99	192 650
IR	604	-	-	1 108,2	669 370
MNA	767	564,17	432 720	892,22	684 330
NIR	655	-	-	875,94	573 740
RIR	628	578,2	363 110	776,15	487 420
Gruppe Nord	691	-	-	820,03	566 640
Sum	4 953	4 319,9	2 618 270	9 705,42	5 936 640

Forbr. anlegg (lokalisering)	Avstand til Langøya (km)	Mengde f.a./ f.k. 2002 (tonn)	Transp.beh. f.a./f.k. 2002 (tkm)	Mengde f.a./ f.k. 2020 (tonn)	Transp.beh. f.a./f.k. 2020 (tkm)
Gruppe Midt	574	2 476,7	1 421 600	3 880,6	2 227 500
Gruppe Syd	572	700,77	400 840	935,29	534 990
Sum	4 953	4 319,9	2 618 270	9 705,42	5 936 640

Tabell 6–11: Totale ekvivalenter for transport av filteraske og filterkake til Langøya.

Påvirkningskategori	2002	2020
Abiotisk utarming	4 032,2	9 142,4
Globalt oppvarmingspotensiale	581 270	1 317 900
Ozon-nedbrytning	0,80121	1,8166
Menneskelig toksisitet	203 180	460 680
Ferskvannstoksitet	17 490	39 657
Marin toksisitet	124 370 000	281 990 000
Landlig toksisitet	1521,2	3 449,2
Fotokjemisk oksidasjon	198,99	451,18
Forsuringspotensiale	4189,3	9 498,6
Eutrofieringspotensiale	693,85	1 573,2

Dersom man sammenligner de potensielle miljøpåvirkningene forårsaket av transporten til Heggstadmoen og transporten til Langøya, ser man at verdiene er relativt like. Hvis man for eksempel ser på kategorien for globalt oppvarmingspotensiale gir transporten til Heggstadmoen 641 490 kg CO₂-ekvivalenter i år 2002 økende til 1 419 500 kg CO₂-ekvivalenter i år 2020, mens de tilsvarende tallene for transporten til Langøya er henholdsvis 581 270 og 1 317 900 kg CO₂-ekvivalenter. Dette skyldes at selv om avstandene er adskillig kortere for transporten av bunnaske, er massen som skal transporteres høyere. I år 2002 genereres det for eksempel ca 27 000 tonn bunnaske mot bare 4320 tonn filteraske og filterkake. Dermed blir totalbelastningen for transporten av bunnaske marginalt høyere enn for transporten av filteraske/filterkake, til tross for at avstandene er mye kortere.

6.1.5 Deponeringen av bunnaske på Heggstadmoen

Hittil er transporten av de forskjellige askeproduktene gjort rede for i det sentraliserte forbrenningsscenarioet. I tillegg til dette må selve deponeringsprosessene tas med i totalvurderingen av scenarioet, da dette også er delprosesser som forårsaker potensielle miljøpåvirkninger.

Bunnasken havner i dette scenarioet på Heggstadmoen fyllplass, som er et vanlig avfallsdeponi. Dette representerer den strategien som er gjeldende for bunnasken i dag.

For denne delprosessen har det imidlertid vært vanskelig å etablere gode miljødata. Deponering av avfall er en komplisert prosess som litteraturen per i dag har problemer med å beskrive tilfredsstillende, noe som har blitt grundigere gjennomgått i kapittel 4. Selv ved deponering av vanlig avfall finnes det ikke noe komplett datagrunnlag på utslipp til luft, jord og vann, da

avfall i seg selv er et svært homogent materiale som varierer fra region til region, og nedbrytningen avhenger av en rekke kompliserte fysiske og kjemiske prosesser. Når det her i tillegg er snakk om å kun undersøke bidraget som kan tillegges *bunnasken* som legges på deponi, blir denne prosessen ytterligere komplisert. Deponeringsanlegget på Heggstadmoen eller miljøavdelingen i Trondheim kommune kunne ikke bistå med datamateriale på deponering av bunnaske, så det var derfor nødvendig å legge visse antagelser til grunn. Elementstudien i avfallsmodellen, som er beskrevet i kapittel 5, gjør imidlertid at man vet hvilke mengder av en rekke forurensende komponenter som havner i bunnasken som legges på deponi. Dette gir et visst grunnlag for å vurdere potensielle miljøpåvirkninger, dersom man vet noe om hvordan disse elementene vil oppføre seg og eventuelt vaskes ut når bunnasken legges på deponi.

Det er her valgt å ta utgangspunkt i en rapport utgitt av Statens Forurensningstilsyn (SFT) i 1996 (Sandgren J. et. al., 1996). Denne rapporten gir en kvantitativ beskrivelse av utslipp til miljøet forårsaket av deponering og forbrenning av kommunalt avfall. En gjennomgående tendens er at SFT-rapporten, som denne studien, har vært nødt til å basere seg på usikre kombinasjoner av en rekke forskjellige litteraturdata, nettopp fordi det ikke eksisterer sikre data på hva som skjer med kommunalt avfall eller bunnaske fra forbrenning når det legges på deponi. SFT-rapporten har imidlertid lagt noen antagelser til grunn for å beskrive utslippene fra bunnaske som legges på deponi, og disse antagelsene er også benyttet i denne studien, da de ble vurdert til å beskrive norske forhold bedre enn forskjellige internasjonale litteraturkilder.

Sandgren et. al. har arbeidet ut ifra at bare en viss andel av de forurensende komponentene i bunnasken er tilgjengelige for utvasking og utlekking. For klor (Cl) er denne andelen satt til 79,5 %, for krom (Cr) 3,3 %, bly (Pb) 24 %, sink (Zn) 0,135 %, forsvor (P) 10 %, mens for resten av elementene er andelen satt til 1 %. Denne andelen sier altså hvor mye av hvert av elementene som deponeres som faktisk vaskes ut, og disse tallene er også benyttet i denne studien. Utvaskingen av forurensninger ved deponiet er imidlertid en prosess som vil foregå over lange tidsrom, og litteraturen opererer med alt fra noen titalls år til flere tusen år i sine modeller. Slik disse tallene brukes i denne modellen antas det at elementene vaskes ut med sine respektive andeler for hvert år, slik at f.eks. 1 % av kvikksølv (Hg) som legges på deponiet i år 2002 leker ut samme år. Dette er selvsagt ikke helt nøyaktig, da tidsforsinkelser gjør at utslippet blir realisert først etter et ukjent antall år. Utslippene kan dermed sies å være kunstig høye for de 19 årene denne studien tar for seg, da tidsperspektivet på denne oppgaven blir veldig lite i den store sammenhengen. Likevel ønsket man med denne fremgangsmåten å poengtere at en viss andel av forurensningene som legges på deponi vil nødvendigvis vaskes ut igjen. Den utvaskingen som foregår i dag skyldes bunnaske som er deponert for flere år tilbake, og likeledes vil bunnasken som deponeres fra år 2002 til 2020 forårsake forurensende utvasking i framtiden. Dette er en miljøpåvirkning som må tas med i en helhetlig vurdering av dagens askeavhenningsstrategi, og med bakgrunn i denne argumentasjonen ble det antatt at det foregår en utvasking i hele tidsperioden for denne studien.

De forskjellige prosentatsene for tilgjengelighet for utvasking ble kombinert med tallene fra elementstudien for bunnasken. Disse andlene av elementene ble altså antatt å være tilgjengelige for utvasking. I SimaPro ble det disse stoffene definert som "utslipp til jord". Programmet kunne dermed med bakgrunn i datamateriale som ligger i databasene bearbeide tallene og konvertere dem til potensialer for miljøpåvirkning innenfor de forskjellige påvirkningskategoriene. Denne fremgangsmåten medførte et kvantifisert potensiale for miljøpåvirkning, og tallene er presentert i tabell 6-12 for årene 2002 og 2020.

Tabell 6–12: Ekvivalenter fra deponeringen av bunnaske på Heggstadmoen.

Påvirkningskategori	2002	2020
Abiotisk utarming	0	0
Globalt oppvarmingspotensiale	0	0
Ozon-nedbrytning	0	0
Menneskelig toksisitet	1 299 500	2 919 700
Ferskvannstoksisitet	161 440	362 700
Marin toksisitet	48 830 000	109 710 000
Landlig toksisitet	1 207 000	2 711 800
Fotokjemisk oksidasjon	0	0
Forsuringspotensiale	0	0
Eutrofieringspotensiale	10 731	24 109

Ikke overraskende ga denne prosessen kun verdier innen kategoriene som inneholder toksiske effekter (menneskelig-, ferskvanns-, marin- og landlig toksisitet), med unntak av kategorien eutrofieringspotensiale som utelukkende skyldes utvaskingen av fosfor (P). Sammenlignet med transporten ser man at tallene jevnt over er betydelig høyere, med unntak av kategoriene marin toksisitet hvor transporten bidrar mest. Innen kategorien “landlig toksisitet” er forskjellene betydelige i favør deponeringen. At denne kategorien viser seg å gi størst relativt bidrag for deponeringen er ikke overraskende siden utlippene er definert som “utslipp til jord” i beregningene.

6.1.6 Deponering av filteraske og filterkake på Langøya

Filteraske og filterkake blir i dette scenariet levert til spesialavfallsanlegget til NOAH på Langøya utenfor Holmestrand, da dette er den gjeldende avhendingsstrategien for disse restproduktene i dag. Anlegget på Langøya stabiliserer restproduktene ved hjelp av en solidifiseringsprosess hvor askene blir innlemmet i et gipsprodukt som deretter legges i de gamle kalksteinsdagbruddene. Denne prosessen er grundigere beskrevet i kapittel 4.

For deponeringen av filterasken og filterkaken på Langøya finnes det ikke tall for energibruk eller utslipp som følge av deponeringen av dette produktet alene. Det finnes bare tall på totale utslipp fra anlegget. Det var derfor nødvendig å foreta en allokering for å anslå hvor mye av utlippene som kan tillegges deponeringen av filteraske og filterkake. Etter samtale med Jan Petter Lindstad og Jan Erik Liahagen ved NOAH ble det bestemt å bruke en allokering metode som kombinerer økonomiske størrelser og andeler av total masse som behandles og deponeres ved anlegget.

NOAH er et selskap som fungerer som en aktør i et marked som kjøper og selger varer og tjenester. Når NOAH setter en pris på mottak av miljøfarlig organisk avfall kan følgelig prisen fungere som en god indikator på hvor farlig avfallet er, og videre indikere i hvilken grad avfallet må bearbeides før det kan deponeres i dagbruddene. Det var derfor ønskelig å allokere de totale utlippene etter hvor stor andel mottaket av filteraske og filterkake utgjorde av den totale omsetningen til anlegget på Langøya, og koble dette opp mot hvor stor andel forbrenningsaskene fra Midt-Norge utgjør av den totale massen som mottas ved anlegget.

Langøya mottok ca. 120 000 tonn forbrenningsasker i år 2002, mot 600 000 tonn spesialavfall totalt. Forbrenningsasker utgjør dermed betydelig del (en femtedel) av den totale mengden som behandles og deponeres ved anlegget. Dette skyldes at NOAH i tillegg til å motta aske fra norske forbrenningsanlegg også importerer aske fra anlegg i Danmark. Lindstad og Liahagen ved NOAH kunne også meddele at det relative forholdet mellom askenes andel av de totale mengdene som mottas samsvarer bra med den økonomiske andelen dette produktet utgjør av totalomsetningen. NOAH ville ikke oppgi ønskede tall angående omsetning og andre økonomiske størrelser utover at prisen på mottak av forbrenningsaske varierer mellom 300 og 550 kr per tonn, avhengig av kjemisk sammensetning og andre egenskaper ved askene. Likevel kunne de bekrefte at forbrenningsaskene utgjorde omlag en femtedel også av virksomhetens totale omsetning. En økonomisk allokering vil således komme helt likt ut som en ren massemessig allokering kvantitativt (Liahagen J.E., 2003; Lindstad J.P., 2003). Siden tallene gjelder år 2002 kan man bruke mengden filteraske og filterkake som Midt-Norge regionen genererte i dette året, som tilsvarer år 1 i denne modellen. I år 2002 leverte regionen, i følge modellen, 4 320 tonn filteraske og filterkake til Langøya. Modellen til Bergsdal inneholdt data på Langøyas totale utslipp per tonn behandlet avfall omregnet til ekvivalenter. Da modellen inneholder tall på utviklingen i mengdene av filteraske og filterkake som leveres til Langøya fram mot år 2020, kunne disse tallene kombineres med utslippene per tonn behandlet avfall, omregnet til ekvivalenter. 4 320 tonn aske fra Midt-Norge regionen i år 1 tilsvarer altså 3,6 % av all forbrenningsasken NOAH mottar. I samlet miljøprestasjon tilsvarer dette på ekvivalentbasis 0,72 % av anleggets totale utslipp. De allokerede verdiene for potensielle miljøpåvirkninger i ekvivalenter er presentert i tabell 6-13 for årene 2002 og 2020.

Som man ser av de beregnede verdiene får denne prosessen et utslag innen kategorien globalt oppvarmingspotensiale, noe som skyldes behandlingen som askene gjennomgår før selve deponeringen. Denne behandlingen krever visse mengder energi som kommer fra fossile brensler. Ellers har prosessen lavere verdier for de toksiske kategoriene, med unntak av marin toksisitet som er adskillig høyere enn for deponeringen av bunnasken på Heggstadmoen. Dette skyldes at NOAHs anlegg ligger på Langøya og slipper ut visse mengder prosessvann/slam til sjøen. Ellers er også disse bidragene jevnt over lavere enn bidragene fra transporten av restproduktene.

Tabell 6–13: Ekvivalenter fra deponeringen av filteraske/filterkake på Langøya.

Påvirkningskategori	2002	2020
Abiotisk utarming	0	0
Globalt oppvarmingspotensiale	57 195	128 500
Ozon-nedbrytning	0	0
Menneskelig toksisitet	470,87	1 057,9
Ferskvannstoksisitet	20,649	46,392
Marin toksisitet	1 814 300	4 076 300
Landlig toksisitet	0,48555	1,0909
Fotokjemisk oksidasjon	0	0

Tabell 6–13: Ekvivalenter fra deponeringen av filteraske/filterkake på Langøya.

Påvirkningskategori	2002	2020
Forsuringspotensiale	0	0
Eutrofieringspotensiale	12,441	27,952

6.2 Scenario B - desentralisert forbrenning med alternativ behandling av restproduktene

Scenario B tar utgangspunkt i Scenario 2 fra Bergsdals diplomoppgave fra 2002, og er et scenario som i størst grad representerer et alternativ til dagens situasjon for avfallsbehandling og avhending av restproduktene fra forbrenningen. Dette scenariet baserer seg på at behovet for forbrenningskapasitet skal dekkes av flere småskala forbrenningsanlegg for produksjon av fjernvarme. Spesialavfallet blir i dette scenariet ikke sendt til NOAHs to anlegg i Sør-Norge for avhending, men forbrent i en ny type småskala forbrenningsteknologi som også kan behandle denne typen avfall. For avhendingen av restproduktene fra forbrenningen er det valgt en helt ny strategi som skiller seg totalt fra dagens avhending med deponering av askene på Heggstadmoen og Langøya for henholdsvis bunnaske og filteraske/filterkake. I dette scenariet vil alle askeproduktene som genereres bli behandlet i et eget vitriferingsanlegg som antas opprettet i regionen.

I dette kapittelet følger en gjennomgang av basisscenariet fra Bergsdal som er lagt til grunn, samt en gjennomgang av restproduktscenariet som er utviklet, inkludert delprosesser som samlet transport av bunnaske/filterasek/filterkake og vitriferingsprosessen som restproduktene gjennomgår.

6.2.1 Gjennomgang av basisscenariet i Scenario B

Dette scenariet tar altså utgangspunkt i det desentraliserte forbrenningsscenariet til Bergsdal. Forbrenningskapasiteten for forbruks- og produksjonsavfallet skal dekkes av flere mindre anlegg plassert rundt i regionen. Hovedprinsippet med denne strategien er at transportbehovet skal minimeres i forhold til det sentraliserte scenariet i Scenario A. Anleggene er dimensjonert så små som mulig, men ingen har mindre forbrenningskapasitet enn 5 000 tonn avfall årlig. Selskaper som genererer mindre mengder avfall enn dette årlig må derfor transportere dette til nærmeste anlegg. Det er tilstrebet at hvert avfallsselskap kun skal ha ett forbrenningsanlegg, så lenge de genererte mengdene ikke overstiger dimensjoneringsbegrensningene for anleggstypene det her er snakk om i betydelig grad.

Også her er scenariet teoretisk, og det er antatt at kapasitetsbehovet skal være dekket allerede fra år 1 i modellen (år 2002).

Hensynet til minimering av transportavstandene medfører at de fleste av avfallsselskapene har et forbrenningsanlegg i en av sine medlemskommuner. Det er heller ikke her, som i Scenario A, vurdert i hvilken av medlemskommunene anlegget til et selskap skal plasseres. Dette er uansett av enda mindre betydning i dette scenariet sammenlignet med Scenario A, da anleggene nå er såpass små at det ikke er noe problem med tilstrekkelig lokalt energiavtak (Bergsdal H., 2002).

Som for Scenario A gjelder at anlegg som antas operative fra år 2002 dekker hele forbrenningsbehovet fram til og med år 2010. Nye anlegg som antas operative fra år 2010 vil sammen

med de opprinnelige anleggene ha tilstrekkelig kapasitet til å ta unna behovet helt ut perioden til og med år 2020. Tabell 6-14 viser anleggslokalisering og tilhørende forbrenningskapasitet for anlegg operative fra år 2002 (Bergsdal H., 2002).

Tabell 6–14: Anleggslokalisering og tilhørende kapasitet for anlegg operative fra år 2002 (Bergsdal H., 2002).

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	15 000
Fosen Renovasjon (FR)	15 000
Gruppe Midt	2 x 40 000
Gruppe Nord	15 000
Gruppe Sør	40 000
HAMOS	15 000
Innherred Renovasjon (IR)	30 000
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	15 000
Nord-Gudbrandsdal Renovasjon (NGR)	15 000
Nord-Møre Interkommunale Renholdsverk (NIR)	25 000
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsverk (RIR)	25 000
Søre Sunnmøre Reinholdsverk (SSR)	15 000
Volda Ørsta Reinholdsverk (VØR)	15 000
Totalt	320 000

Som tabellen viser har disse anleggene en samlet kapasitet på 320 000 tonn avfall, noe som skulle være mer enn tilstrekkelig for perioden fram til år 2010. I år 2010 genereres det ifølge modellen i overkant av 280 000 tonn avfall i regionen.

Gruppe Midt har som man ser av tabell 6-14 fått to anlegg på 40 000 tonn hver. Gruppe Midt er et av de teoretiske avfallsselskapene som er opprettet, og Trondheim kommune med sin store befolkningmengde havner i dette “avfallsselskapet”. Fordi Trondheim naturlig nok genererer svært mye avfall har det vært nødvendig å opprette to anlegg for å dekke kapasitetsbehovet. Den anleggstypen som benyttes i dette scenariet (småskala anlegg) har altså ikke stor nok kapasitet til at det er tilstrekkelig med ett anlegg. Heimdal Varmesentral er med andre ord antatt ikke-eksisterende i dette scenariet. Det er kanskje ikke helt realistisk å anta at anlegget på Heimdal skulle opphøre å eksistere, men det ble likevel valgt å gjøre det slik for å få illustrert forskjellene mellom sentralisert storskala forbrenning og desentralisert småskala forbrenning (Bergsdal H., 2002).

For perioden fra år 2010 til 2020 er det antatt nybygging av ytterligere sju anlegg for å dekke det økende kapasitetsbehovet som følger av utviklingen i generert avfallsmengde. Tabell 6-15 viser lokaliseringen av disse anleggene og tilhørende forbrenningskapasitet (Bergsdal H., 2002).

Tabell 6–15: Anleggslokalisering og tilhørende kapasitet for nye anlegg operative fra år 2010 (Bergsdal H., 2002).

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Gruppe Midt	30 000
Gruppe Sør	15 000
Innherred Renovasjon (IR)	20 000
Kystmiljø	10 000
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	5 000
Nord-Møre Interkommunale Renholdsverk (NIR)	15 000
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsselskap (RIR)	10 000
Eksisterende kapasitet	320 000
Totalt	425 000

De potensielle miljøbelastningene som forbrenningen av forbruks- og produksjonsavfall medfører er deretter beregnet ved hjelp av SimaPro, på samme måte som basisscenariet i Scenario A slik det er beskrevet tidligere. Transporten av avfallet til nærmeste forbrenningsanlegg er omregnet til ekvivalenter ved hjelp av SimaPros databasemateriale. Videre er utslippene fra selve forbrenningsanleggene lagt inn i programmet og omregnet til ekvivalenter. Tabell 6-16 viser det totale potensialet for miljøpåvirkning for den desentraliserte forbrenningen i dette scenariet innenfor de ti påvirkningskategoriene for transport og forbrenning for årene 2002 og 2020 (Bergsdal H., 2002; Bergsdal H. et. al., 2003).

Tabell 6–16: Ekvivalenter for transport og forbrenning med desentralisert forbrenning for årene 2002 og 2020.

Påvirkningskategori	Transport 2002	Forbrenning 2002	Transport 2020	Forbrenning 2020
Abiotisk utarming	1 083,9	0	2 323,6	0
Globalt oppvarmingspotensiale	156 250	23 039 000	334 960	51 763 000
Ozon-nedbrytning	0,21537	0	0,46171	0
Menneskelig toksisitet	54 616	334 070	117 090	750 560
Ferskvannstoksisitet	4 701,5	4 262,3	10 079	9 576,1
Marin toksisitet	33 431 000	183 160 000	71 670 000	411 510 000
Landlig toksisitet	408,92	301 430	876,64	677 230
Fotokjemisk oksidasjon	53,49	181,43	114,67	407,63
Forsuringspotensiale	1 126,1	64 126	2 414,2	144 070
Eutrofieringspotensiale	186,51	12 403	399,85	27 865

Når det gjelder spesialavfallet er det ikke antatt at denne fraksjonen sendes til NOAHs to anlegg i Sør-Norge, slik det ble gjort i Scenario A. Ny teknologi for småskala forbrenning har gjort det mulig å forbrenne rent spesialavfall, og en slik løsning er valgt for dette scenariet. Selv om forbrenningen av forbruks- og produksjonsavfall er gjort mest mulig desentralisert med mange små anlegg, er det valgt en mer sentralisert plassering av anleggene som forbrenner spesialavfall. Anleggene har en kapasitet på opp mot 60 000 tonn spesialavfall årlig. Da denne anleggstypen er mer kostbar enn forbrenningsanlegg for vanlig avfall, og det naturlig nok ikke er snakk om like store mengder som for forbruks- og produksjonsavfall, så er det ikke ansett som realistisk å lokalisere disse anleggene ut fra samme forutsetninger som gjelder for de andre forbrenningsanleggene i dette scenariet. Plasseringen av anlegg er likevel gjort ut fra et ønske om minst mulig transportbehov for spesialavfallet, og anleggene er dimensjonert opp mot grensen for hva som er realistisk for denne typen teknologi. Anlegg antatt operative fra år 2002 er plassert og dimensjonert slik at de håndterer mengdene frem til og med år 2010. For perioden fram mot år 2020 er det behov for ytterligere to anlegg. Tabell 6-17 viser er oversikt over lokalisering av anlegg og kapasiteten på disse for perioden fram til år 2010. Tabell 6-18 viser den samme informasjonen for perioden etter år 2010. Her er altså de to nye anleggene inkludert (Bergsdal H., 2002).

Tabell 6–17: Lokalisering av anlegg og kapasitet for perioden fram mot år 2010 (Bergsdal H., 2002).

Lokalisering	Fra	kapasitet (tonn/år)
Gruppe Midt	Gruppe Midt, NIR	60 000
Gruppe Sør	RIR, Gruppe Sør, FIAS, SSR, VØR, NGR	60 000
Innherred Renovasjon (IR)	MNA, ØNR, Gruppe Nord, FR, IR, Kystmiljø, HAMOS	50 000
Totalt	-	170 000

Tabell 6–18: Lokalisering av anlegg og kapasitet for perioden mellom år 2010 og år 2020 (Bergsdal H., 2002).

Lokalisering	Fra	kapasitet (tonn/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	FIAS, SSR, VØR, NGR	35 000
Gruppe Midt	Gruppe Nord, FR, HAMOS, Gruppe Midt, NIR	2 x 60 000
Gruppe Sør	RIR, Gruppe Sør	60 000
Innherred Renovasjon (IR)	MNA, ØNR, IR, Kystmiljø	50 000
Totalt		265 000

Etter at fordelingen av spesialavfallsmengdene og transportbehovet for dette er etablert, har det totale potensialet for miljøpåvirkning for transport og forbrenning av spesialavfallet blitt beregnet ved hjelp av SimaPro slik det er beskrevet tidligere. Ekvivalentene innenfor de ti påvirkningskategoriene for transport og forbrenning av spesialavfall er vist i tabell 6-19 for årene 2002 og 2020 (Bergsdal H., 2002; Bergsdal H. et. al., 2003).

Tabell 6–19: Totale potensialer for miljøpåvirkning for transport og forbrenning av spesialavfall for Scenario B i år 2002 og år 2020.

Påvirkningskategori	Forbrenning		Forbrenning	
	Transport 2002	2002	Transport 2020	2020
Abiotisk utarming	11 931	0	32 324	0
Globalt oppvarmingspotensiale	1 719 900	12 827 000	4 659 800	32 866 000
Ozon-nedbrytning	2,3707	0	6,4229	0
Menneskelig toksisitet	601 190	331 370	1 628 800	849 050
Ferskvannstoksitet	51 752	2 127,2	140 210	5 450,4
Marin toksisitet	368 000 000	1 849 200 000	997 020 000	4 738 200 000
Landlig toksisitet	4 501,2	21 165	12 195	54 230
Fotokjemisk oksidasjon	588,79	2 800,6	1 595,2	7 175,8
Forsuringspotensiale	12 396	74 824	33 584	191 720
Eutrofieringspotensiale	2 053	7 781,7	5 562,3	19 939

6.2.2 Restproduktscenario

Scenario B slik det er beskrevet hittil har deretter blitt utvidet til å også inneholde informasjon om hva som skjer med restproduktene etter at transport og forbrenning av avfallet har funnet sted, på samme måte som ble gjort for Scenario A tidligere. I Scenario B er det imidlertid valgt en alternativ løsning for avhending av restproduktene.

I dag er et avhendingssystem med deponering på vanlig deponi og spesialavfallsdeponi for henholdsvis bunnaske og filteraske/filterkake tilstrekkelig i henhold til gjeldende forurensningslovgivning. I litteraturen og blant aktører på området her hjemme er det imidlertid en utbredt holdning at lovgivningen på dette området kan komme til å bli skjerpet i fremtiden. Nederland er for eksempel et land som det hevdes kan komme til å stramme inn disse bestemmelsene i nær fremtid (Chandler A.J. et. al., 1995; Lynum, 2003). Det er derfor valgt en proaktiv tilnærming til denne problemstillingen ved å foreslå en avhendingstrategi som er i stand til å møte eventuelle innstramminger i miljøvernlovgivningen når det gjelder avhending og deponering av restproduktene fra avfallsforbrenning. Det er derfor antatt at et eget anlegg opprettes i regionen for mottak og behandling av alle restproduktene som genereres i regionen. Anlegget vil være et vitriferingsanlegg som tar i bruk VitroArc-teknologien som leveres av EnviroArc Technologies AS. Denne vitriferingsprosessen er gjennomgått tidligere i kapittel 3.

Vitriferingsanlegget er antatt plassert på Lilleby like utenfor Trondheim. Denne lokaliseringen er valgt fordi det på Lilleby ligger et gammelt smelteverk som ikke er i drift lenger.

Anlegget ligger i dag brakk uten noen form for aktivitet, og smelteovnene står fortsatt ubrukt i lokalene. Dette ble derfor vurdert til å kunne være et velegnet sted for et vitriferingsanlegg. På den måten kan lokalene og den eksisterende infrastrukturen utnyttes, og anlegget kan ombygges og oppgraderes med den nye VitroArc-prosessen. Det arbeides ut ifra at både bunnaske og filteraske/filterkake leveres til dette anlegget. Utvidelsen av scenariet vil dermed inkludere følgende tre elementer:

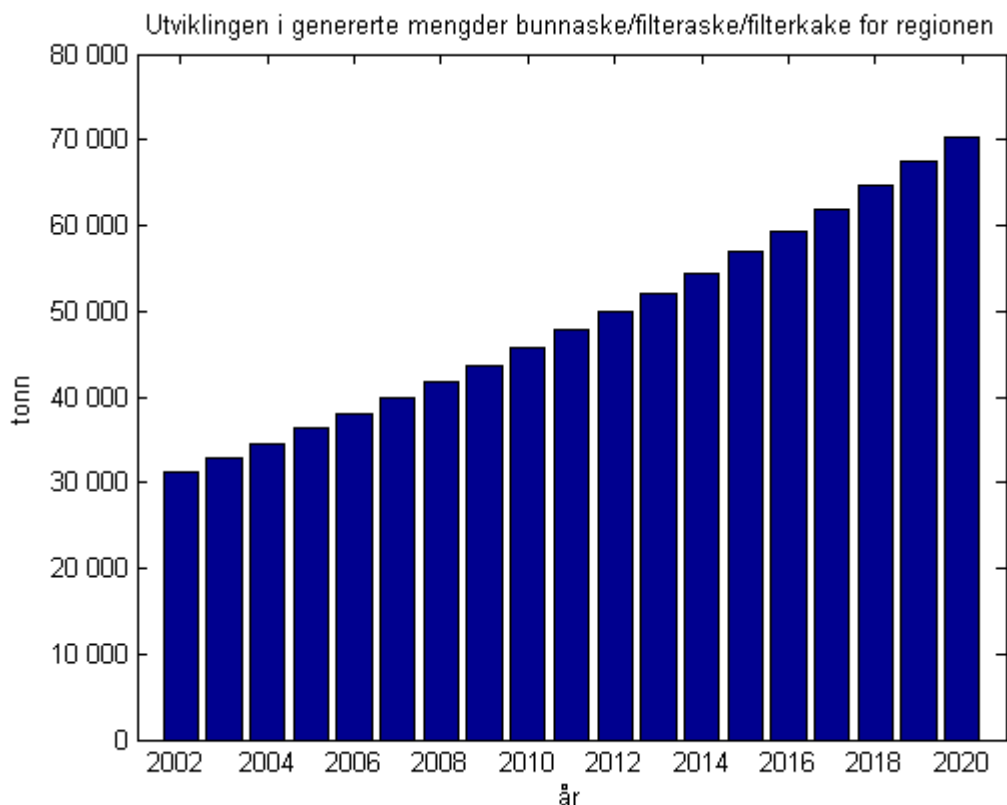
- Transport av alle restproduktene til Lilleby i Trondheim
- Vitrifisering av restproduktene ved bruk av VitroArc-prosessen
- Konstruksjon av VitroArc-anlegget i to etapper (år 2002 og år 2010).

Ut fra mengdene aske som genereres i regionen er det antatt at det er tilstrekkelig med to anlegg, da det ikke er realistisk at ett anlegg skal behandle all aske for hele perioden. Samlet genereres det i overkant av 30 000 tonn aske i år 2002, økende til over 70 000 tonn i år 2020 (se figur 6-3). Det er antatt at begge anleggene legges til Lilleby, slik at det dreier seg om en utvidelse av det opprinnelige anlegget med en ekstra produksjonslinje i år 2010. Dette er antatt å være mer økonomisk forsvarlig sammenlignet med å opprette to adskilte anlegg, spesielt fordi man kan dra nytte av bygningsmassen som finnes på Lilleby. Fra år 2002 vil anlegget ha en kapasitet på 50 000 tonn aske årlig. I år 2010 utvides dette med 25 000 tonn til totalt 75 000 tonn aske. Dette er tilstrekkelig for å ta unna all aske som genereres i regionen for hele perioden. Effektene fra denne anleggskonstruksjonen er lagt inn i de totale effektene for anleggskonstruksjonen i Scenario B som vil bli gjennomgått i kapittel 6.2.5.

De kommende delkapitlene vil beskrive hvordan de potensielle miljøpåvirkningene fra alle delprosessene i restproduktscenariet har blitt beregnet.

6.2.3 Transport av all aske til Lilleby

I dette scenariet er det altså antatt at alle askeproduktene (bunnaske, filteraske og filterkake) samles og fraktes til vitriferingsanlegget på Lilleby i Trondheim. Derom man summerer andelene av innfyrt masse som havner i bunnaske og filteraske/filterkake får man at totalt 16,30 % av avfallet havner i denne fraksjonen. For år 2002 tilsvarer dette en samlet askemengde på 31 295 tonn, stigende til 70 311 tonn i år 2020. Figur 6-3 viser utviklingen i genererte mengder aske totalt for regionen.



Figur 6-3: Utviklingen i genererte mengder bunnaske/filteraske/filterkake for regionen fram til år 2020.

Disse mengdene vil på samme måte som ble beskrevet for Scenario A kombineres med transportdistansene mellom alle forbrenningsanlegg og vitriferingsanlegget på Lilleby, slik at totalt transportbehov for denne transporten kan beregnes i tonnkilometer (tkm). Dette er deretter behandlet i SimaPro for å etablere totale ekvivalenter denne transporten medfører innenfor de ti påvirkningskategoriene. Tabell 6-20 viser transportavstandene for alle anlegg til Lilleby i Trondheim, mengdene aske som genereres ved alle anleggene samt det totale transportbehovet (i tkm) denne askemengden medfører for årene 2002 og 2020.

Tabell 6-20: Transportavstander til Lilleby, genererte askemengder og totalt transportbehov for alle anlegg for årene 2002 og 2020.

Forbr. anlegg (lokalisering)	Avstand til Lilleby (km)	Mengde aske 2002 (tonn)	Transp.beh. aske 2002 (tkm)	Mengde aske 2020 (tonn)	Transp.beh. aske 2020 (tkm)
FIAS	153	1 402,6	214 600	2 525,4	386 390
FR	42	1 275,8	53 585	2 552,6	107 210
HAMOS	48	1 188,2	57 036	2 586,4	124 150
IR	31	3 634	112 650	8 028,5	248 880
Kystmiljø	186	0	0	1 185,5	220 510
MNA	193	1 419,6	273 970	3 497,6	675 040
Totalt	2 656	31 295	4 441 900	70 310	9 935 700

Tabell 6–20: Transportavstander til Lilleby, genererte askemengder og totalt transportbehov for alle anlegg for årene 2002 og 2010.

Forbr. anlegg (lokalisering)	Avstand til Lilleby (km)	Mengde aske 2002 (tonn)	Transp.beh. aske 2002 (tkm)	Mengde aske 2020 (tonn)	Transp.beh. aske 2020 (tkm)
NGR	230	1 093,1	251 420	2 623,4	603 380
NIR	207	2 883,4	596 860	6 345,7	1 313 600
RIR	232	2 786,1	646 380	5 622,8	1 304 500
SSR	350	1 304,3	456 490	2 615,6	915 440
VØR	349	966,18	337 200	2 032,1	709 220
ØNR	200	0	0	0	0
Gruppe Nord	120	1 391,7	167 010	2 582,2	309 870
Gruppe Midt	5	7 966,5	39 833	18 680	93 402
Gruppe Sør	310	3 983,6	1 234 900	9 432,5	2 924 100
Totalt	2 656	31 295	4 441 900	70 310	9 935 700

Disse transportbehovene er deretter omregnet til til totale ekvivalenter innenfor de ti påvirkningskategoriene, på samme måte som vist tidligere. Tabell 6-21 viser de totale ekvivalenter for transport av all aske til Vitrifiseringsanlegget på Lilleby i Trondheim for årene 2002 og 2020.

Tabell 6–21: Totale ekvivalenter for transport av all aske til Lilleby for årene 2002 og 2020.

Påvirkningskategori	2002	2020
Abiotisk utarming	6 840,6	15 301
Globalt oppvarmingspotensiale	986 110	2 205 700
Ozon-nedbrytning	1,3592	3,0403
Menneskelig toksisitet	344 690	771 000
Ferskvannstoksitet	29 672	66 370
Marin toksisitet	210 990 000	471 940 000
Landlig toksisitet	2 580,8	5 772,6
Fotokjemisk oksidasjon	337,59	755,1
Forsuringspotensiale	7 107,1	15 897
Eutrofieringspotensiale	1 177,1	2 632,9

6.2.4 Vitrifisering av restproduktene

Etter at restproduktene er transportert til Lilleby er det antatt at askene skal behandles i et vitrifiseringsanlegg som tar i bruk VitroArcs prosesseteknologi. Denne prosessen er grundigere beskrevet i kapittel 3. Hensikten med denne prosessen er å produsere et stabilt, glassifisert

restprodukt som har adskillig bedreutlekningssegenskaper enn ubehandlet bunnaske eller stabilisert filteraske/filterkake.

For å kunne evaluere VitroArc-prosessen miljøprestasjon og kvantifisere de potensielle miljøpåvirkningene et anlegg vil medføre, var det nødvendig å legge visse antagelser til grunn. Det er ingen kommersialiserte anlegg i regulær drift i dag som benytter seg av en ren VitroArc-teknologi. Anlegget har kun vært testet i ScanArcs pilotanlegg i Hofors i Sverige. Under denne testingen har hovedfokus ligget på optimaliseringen av det vitrifiede slagget med hensyn på stabilisering og utlekningspotensiale for tungmetallene og andre forurensende komponenter i askene (Johansson B., 2003). VitroArc-teknologien vil imidlertid også medføre noen utslipp til luft, og et VitroArc-anlegg vil derfor måtte inneholde røykgassrensning av avgassene. Denne gassrensningen vil minne om den rensningen vi kjenner igjen fra vanlige avfallsforbrenningsanlegg, med for eksempel elektrostatiske filter og scrubber (våt gassrensning). Men siden teknologien ikke har blitt kommersielt realisert enda finnes det ingen konkrete anlegg man kan ta utgangspunkt i for å vurdere utslipp til luft og vann. Disse utslippene vil nemlig avhenge av nettopp røykgassrensningeanlegget som anvendes sammen med resten av VitroArc-anlegget. Denne gassrensningen vil variere avhengig av hvilken utslippstillatelse hvert anlegg opererer under, noe som altså avhenger av hva som er gjeldende miljøvernlovgivning fra sted til sted (Johansson B., 2003).

Energiforbruket som teknologien krever er imidlertid kjent, og det er oppgitt til 1050 kWh per tonn aske behandlet. Dette energiforbruket fordeler seg på 875 kWh elektrisk energi til å drive plasmageneratoren og 175 kWh fra brenning av naturgass eller propan som tilleggsbrensel (Lynum S., 2003). I denne studien er det antatt brenning av naturgass, da dette anses som mest aktuelt for norske forhold. Videre har EnviroArc Technologies AS og ScanArc Plasma Technologies AB bidratt med data på utslipp av enkelte komponenter fra driften av pilotanlegget. Disse utslippsdataene gjelder dioksiner og NO_x (Johansson B., 2003; Lynum S., 2003). Utslipp utover dette har leverandøren ikke kunne oppgi noen generelle tall for, nettopp fordi disse utslippene vil avhenge av gassrensningen i etterkant av selve vitrifiseringen. Det har derfor vært nødvendig å gjøre visse antagelser angående utslippene til luft.

For disse antagelsene har man tatt utgangspunkt i PyroArc-teknologien som også er utviklet av samme leverandør (svenske ScanArc Plasma Technologies AB i samarbeid med norske EnviroArc Technologies AS). Det finnes ett anlegg som er i drift i dag som benytter denne teknologien i Norge, PyroArcs anlegg ved Osterøy utenfor Bergen som brenner produksjonsavfall. Da dette anlegget er i regulær drift i dag og dermed må operere innefor en utlippstillatelse utstedt av SFT, har man også fullstendige tall på utslipp til luft og vann som anlegget må rapportere. PyroArc-prosessen benytter den samme plasmageneratoren som VitroArc-prosessen, og er dermed den teknologien som ligger nærmest VitroArc-prosessen rent prosess-teknisk. Det er derfor antatt at disse utslippene kan gi en god pekepinn på utslippene fra et VitroArc-anlegg. Dette er rettignok en grov antagelse, da PyroArc-prosessen er en kombinert avfallsforbrennings- og vitrifiseringsteknologi, mens VitroArc-prosessen kun er en ren vitrifiseringsteknologi for restprodukter fra vanlig avfallsforbrenning. Likevel har man tatt utgangspunkt i dette antatte utslippet, først og fremst i mangel av gode data på utslipp fra VitroArc-prosessen som leverandøren selv ikke har kunnet oppgi, men også fordi en slik antagelse i grove trekk kan forsvares.

For det første baserer begge teknologiene seg på ScanArcs plasmagenerator, som på mange måter er kjernen i begge prosessene. Temperaturforhold, dynamiske forhold og andre tekniske parametre som er bestemmende for de kjemiske prosessene som vitrifiseringen av slagget, og

nedbrytningen og fordelingen av forurensende komponenter er derfor sammenlignbare (Lynum S., 2003).

For det andre kan man ta utgangspunkt i at elementstudien utført i denne oppgaven gir oss innholdet av forurensende elementer i avfall. Transferkoeffisientene for de 22 elementene som inngår i denne studien viser at mesteparten av disse elementene på massebasis havner i bunnasken eller filterasken/filterkaken ved forbrenning av avfall. For flere av tungmetallene viser elementstudien at en forsvinnende liten andel havner i røykgassen i forbrenningsanlegg med moderne røykgassrensing. Selv om PyroArc-prosessen behandler avfall direkte, mens VitroArc-prosessen kun behandler restprodukter etter at avfallet har gjennomgått vanlig avfallsforbrenning, kan man anta at de absolutte mengdene av forurensende komponenter som behandles ved begge teknologiene er relativt sammenlignbare. Denne antagelsen om like utlipp forutsetter imidlertid at et nytt VitroArc-anlegg opprettet på Lilleby har tilsvarende røykgassrensing som PyroArc-anlegget på Osterøy, noe som er sannsynlig da begge anleggene vil måtte operere etter norsk miljøvernlovgivning håndhevet gjennom utslippstillatelser gitt av SFT.

På bakgrunn av de oppgitte data for energiforbruk og enkelte utlipp for VitroArc-teknologien, og antagelsen om utslipp hentet fra PyroArc-anlegget på Osterøy, har man deretter definert en prosess i SimaPro hvor disse inngangs- og utgangsfaktorene er kvantifisert. SimaPro har deretter konvertert denne datamengden til potensialer for miljøpåverikning i ekvivalenter innen de ti påvirkningskategoriene, på tilsvarende måte som er beskrevet tidligere. Disse ekvivalentene er presentert i tabell 6-22.

Tabell 6–22: Potensiale for miljøpåvirkning i ekvivalenter for vitrifiseringen av bunnaske, filteraske og filterkake for årene 2002 og 2020.

Påvirkningskategori	2002	2020
Abiotisk utarming	22 376	50 272
Globalt oppvarmingspotensiale	5 695 700	12 797 000
Ozon-nedbrytning	0,13989	0,31429
Menneskelig toksisitet	292 920	658 110
Ferskvannstoksitet	8 168	18 351
Marin toksisitet	657 200 000	1 476 500 000
Landlig toksisitet	7 135,3	16 031
Fotokjemisk oksidasjon	926,34	2 081,2
Forsuringspotensiale	24 786	55 686
Eutrofieringspotensiale	2 628,8	5 906,1

6.2.5 Anleggskonstruksjon Scenario B

Også i Scenario B er det inkludert effektene av bygging av anlegg. For dette scenariet vil det si byggingen av forbrenningsanleggene for forbruks- og produksjonsavfall, forbrenningsanleggene for spesialavfall samt de to vitrifiseringsanleggene som behandler askeproduktene i regionen. Beregningene av effekter som følger av anleggskonstruksjonen er gjort på samme måte som for anleggskonstruksjonen i Scenario A. Som i Scenario A foregår denne utbyggingen kun

ved to konkrete tidspunkt, år 2002 og år 2010. Effektene fra denne konstruksjonen er dermed ikke en funksjon av de økende avfallsmengdene på samme måte som for effektene fra resten av delprosessene. Potensialene for miljøpåvirkning som følge av anleggskonstruksjonen i Scenario B er presentert i tabell 6-23 for årene 2002 og 2010.

Tabell 6–23: Potensielle miljøpåvirkninger fra konstruksjonen av alle anlegg som inngår i Scenario B i år 2002 og år 2010.

Påvirkningskategori	2002	2010
Abiotisk utarming	0	0
Globalt oppvarmingspotensiale	193 250 000	85 459 000
Ozon-nedbrytning	0	0
Menneskelig toksisitet	534 130 000	236 210 000
Ferskvannstoksitet	163 620	72 356
Marin toksisitet	21 700 000	9 596 300
Landlig toksisitet	197 930	87 530
Fotokjemisk oksidasjon	22 050	9 751
Forsuringspotensiale	271 890	120 240
Eutrofieringspotensiale	7 290	3 223,8

7 Sammenstilling av resultatene

Etter at de forskjellige delprosessene som inngår i begge scenariene er beskrevet og kvantifisert i de foregående delkapitlene, kan man nå sammenstille resultatene til et samlet potensiale for miljøpåvirkning for de to scenariene.

I de følgende delkapitlene vil først de samlede resultatene for Scenario A og Scenario B presenteres, hvor alle delprosesser inngår i begge scenariene. Dette vil da gi det totale potensialet for miljøeffekter for begge scenariene slik de er definert i oppgaven.

Deretter vil kun prosessene som omhandler transport og behandling av restproduktene separeres ut fra begge scenariene og presenteres hver for seg. På den måten kan man foreta en sammenligning av restproduktscenariene nedstrøms fra modellen, og isolert sammenligne dagens strategi for innsamling og avhending av restproduktene i Scenario A med den alternative innsamlingen og behandlingen av restproduktene i Scenario B.

7.1 Sammenstilling av totalscenariene

Alle delprosessene som inngår i begge scenariene er beskrevet og kvantifisert i kapittel 6.1 og 6.2. Ved å summere alle bidragene innenfor hver påvirkningskategori får man det totale potensialet for miljøeffekter for hvert scenario samlet. Tabell 7-1 og 7-2 viser de totale ekvivalentene for henholdsvis Scenario A og Scenario B når bidragene fra alle delprosesser er summert innenfor hvert scenario. Her er tallene presentert for tre årstall, år 2002, år 2010 og år 2020, da konstruksjonen av anlegg kun gir bidrag i år 2002 og 2010, og det er interessant å få med effektene fra konstruksjonen i totalvurderingen av scenariene.

Tabell 7-1: Totalt potensiale for miljøpåvirkning for Scenario A for år 2002, år 2010 og år 2020.

Påvirkningskategori	Scenario A 2002	Scenario A 2010	Scenario A 2020
Abiotisk utarming	872 660	1 322 700	2 216 200
Globalt oppvarmingspotensiale	216 990 000	249 660 000	342 290 000
Ozon-nedbrytning	33,913	50,927	82,962
Menneskelig toksisitet	244 220 000	154 670 000	61 435 000
Ferskvannstoksisitet	1 093 100	1 571 400	2 488 300
Marin toksisitet	9 673 500 000	14 521 000 000	22 967 000 000
Landlig toksisitet	1 623 100	2 299 400	3 556 800
Fotokjemisk oksidasjon	33 122	41 216	60 186
Forsuringspotensiale	511 340	660 700	998 320
Eutrofieringspotensiale	70 119	101 790	163 410

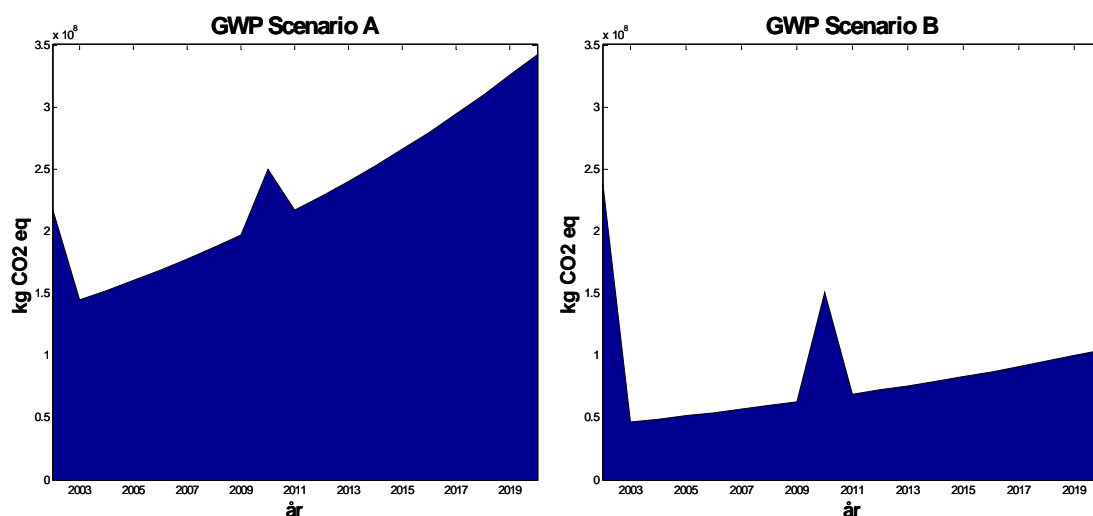
Som man ser av verdiene i tabell 7-1 og 7-2, kommer Scenario B best ut for de fleste påvirkningskategoriene. For flere av kategoriene er forskjellen betydelig i favør av Scenario B. Scenario A kommer best ut kun innen kategorien globalt oppvarmingspotensiale i år 2002, og menneskelig toksisitet i år 2002 og 2010. I år 2020 er imidlertid Scenario B best også for disse

Figur 7-1: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien abiotisk utarming (AD).

Av figuren ser vi at Scenario B kommer klart best ut innen denne kategorien. Denne kategorien domineres fullstendig av forbrenningen av naturgass i Scenario A, i tillegg til transportbehovet som også er størst i Scenario A. Det store utslaget dette gir innen kategorien skyldes disse prosessenes store forbruk av fossile brenslere, som er en begrenset abiotisk ressurs. Forbrenningen av avfall, konstruksjon av anlegg og deponeringsprosessene for restproduktene gir ikke noe utslag i denne kategorien.

7.1.2 Globalt oppvarmingspotensiale

Figur 7-2 viser grafisk den tilsvarende utviklingen for begge scenariene innenfor påvirkningskategorien globalt oppvarmingspotensiale (GWP).

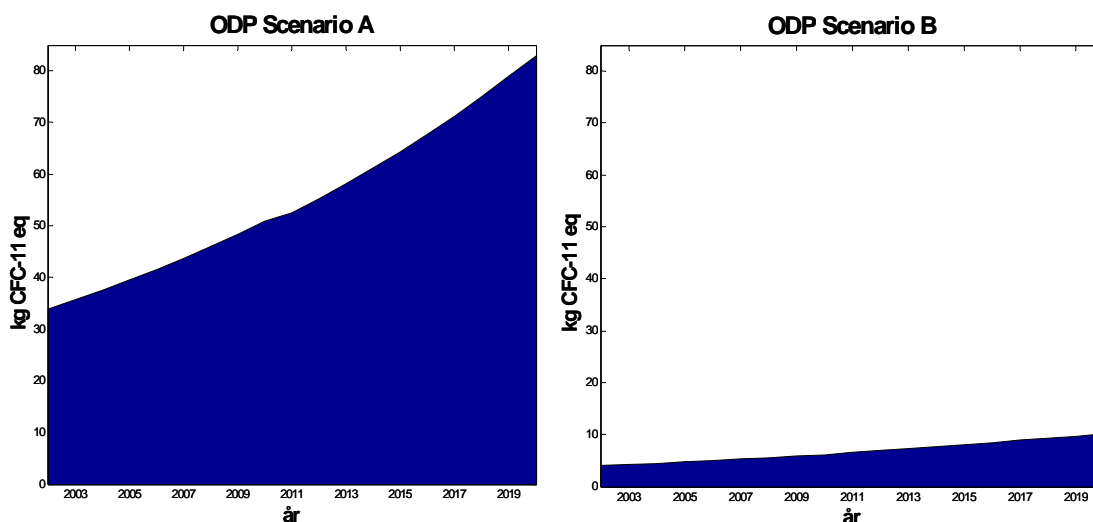


Figur 7-2: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien globalt oppvarmingspotensiale (GWP).

Her ser man tydelig av de markante hoppene i kurven for årene 2002 og 2010 at konstruksjonen av anlegg gir store bidrag innenfor denne kategorien. Dette forklarer at Scenario B har høyest verdi for denne kategorien i år 2002, da det på grunn av lokal behandling av spesialavfallet bygges flere anlegg i Scenario B. Under vanlig drift ellers i perioden ser man imidlertid at Scenario B har lavere årlige bidrag. Ellers er Scenario A dominert av bidragene fra anleggskonstruksjon og gassbrenning spesielt, i tillegg til moderate bidrag fra forbrenning av vanlig avfall og transport av spesialavfall. Bidragene fra transport og deponering av restproduktene er nærmest neglisjerbare på grunn av at det massemessig er snakk om veldig små mengder sammenlignet med avfallet. For Scenario B skiller anleggskonstruksjonen seg markant ut. I tillegg kommer mindre bidrag fra forbrenningen av avfall samt vitrifiseringen av restproduktene. Som ventet er alle bidrag fra transport adskillig lavere i Scenario B sammenlignet med Scenario A.

7.1.3 Ozonnedbrytning

Figur 7-3 viser utviklingen for begge scenariene innenfor påvirkningskategorien stratosfærisk ozonnedbrytning (ODP).

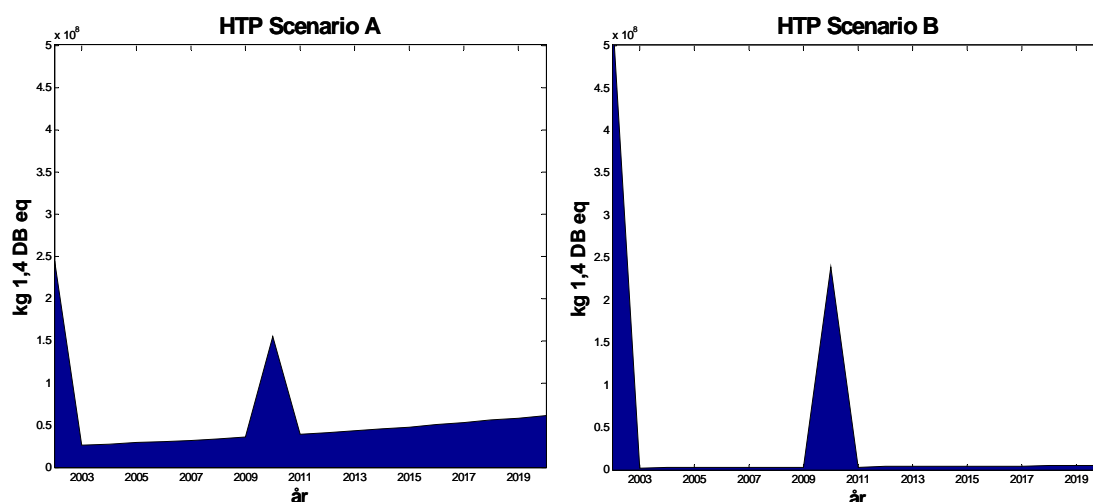


Figur 7-3: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien stratosfærisk ozonnedbrytning (ODP).

For denne påvirkningskategorien ser man at Scenario B kommer klart best ut. I Scenario A er det brenning av gass og det store transportbehovet som ikke uventet forårsaker den store forskjellen mellom scenariene. Forbrennings- og deponeringsprosessene gir intet utslag innen denne kategorien. Bidragene fra transport og avhending av restproduktene er neglisjerbare i Scenario A, men de er av en viss relativ betydning i Scenario B. I Scenario B er det også transporten som har størst relativ betydning, men effektene av denne transporten er likevel små i absolute størrelser sammenlignet med Scenario A.

7.1.4 Menneskelig toksisitet

Videre viser figur 7-4 utviklingen for begge scenariene innenfor påvirkningskategorien menneskelig toksisitet (HTP).

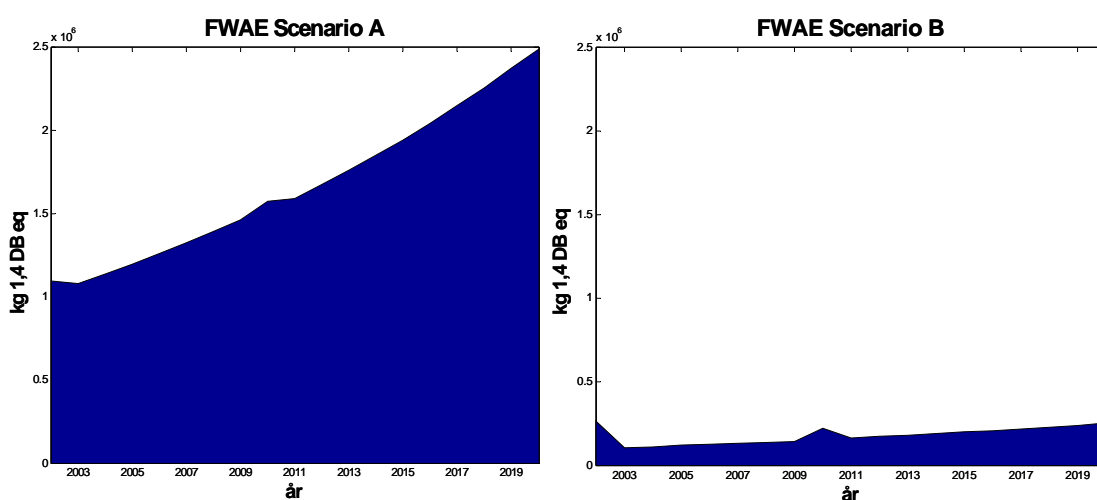


Figur 7-4: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien menneskelig toksisitet (HTP). Her ser man et tilsvarende mønster som for det globale oppvarmingspotensialet vist i figur 7-2, men i en enda mer ekstrem variant. Konstruksjonen av anlegg gir meget store utslag i år 2002 og 2010. Fordi det bygges flere anlegg i scenario B grunnet forbrenning av spesialavfall i re-

gionen, kommer dette scenariet dårligere ut for årene 2002 og 2010. Ellers i perioden er det Scenario A som har størst årlige potensielle effekter. Hvis man ser bort fra anleggskonstruksjonen og kun ser på årene med vanlig drift ellers i perioden, er bidragene i Scenario A dominert av gassbrenning, transport og forbrenning av spesialavfall. Nå ser man også at deponeringen av bunnaske gir et ikke ubetydelig bidrag. For Scenario B iveskygges alle bidrag av konstruksjonen av anleggene, men dersom man ser bort fra dette er det en ganske jevn spredning over de andre delprosessene som transport, forbrenning og askeavhending. I absolutte størrelser er likevel de årlige bidragene i Scenario B meget små sammenlignet med Scenario A.

7.1.5 Ferskvannstoksisitet

Figur 7-5 viser utviklingen for begge scenariene innenfor påvirkningskategorien ferskvannstoksisitet (FWAE).

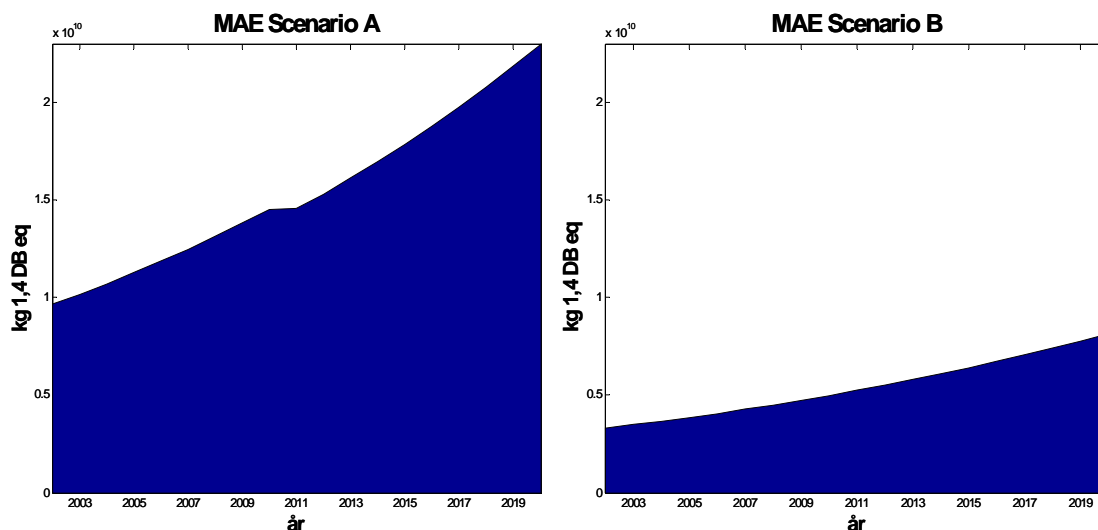


Figur 7-5: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien ferskvannstoksisitet (FWAE).

For denne kategorien ser man også at Scenario B kommer klart best ut. For Scenario A er det transport av spesialavfall, gassbrenning og deponering av bunnaske som bidrar mest. I tillegg sørger øvrig transport og anleggskonstruksjon for moderate bidrag. Her er imidlertid anleggskonstruksjonen av mindre betydning. For Scenario B er de potensielle effektene adskillig lavere, men anleggskonstruksjonen har størst relativ betydning for årene 2002 og 2010. Ellers bidrar transport og virtifisering av restproduktene mest for resten av perioden, mens forbrenning bidrar i liten grad.

7.1.6 Marin toksisitet

Videre viser figur 7-6 utviklingen for de to scenariene innenfor påvirkningskategorien marin toksisitet (MAE).

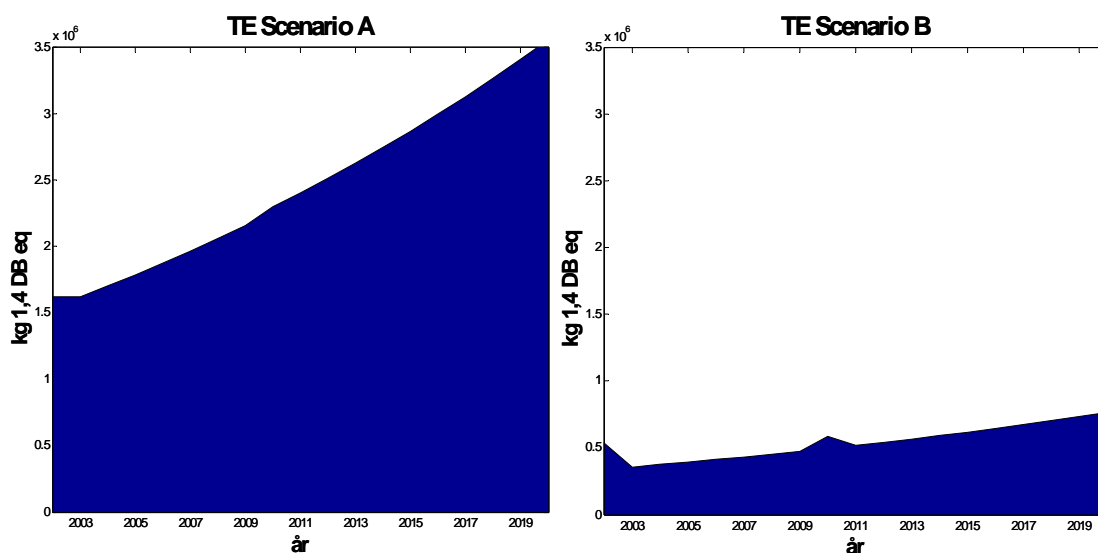


Figur 7-6: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien marin toksisitet (MAE).

Denne figuren viser den samme tendensen med Scenario A som det alternativet med størst potensiale for miljøeffekter. For Scenario A er det transport og forbrenning av spesialavfallet som bidrar mest, mens gassbrenning og transport og forbrenning av vanlig avfall også bidrar noe. Anleggskonstruksjonen er sammen med transport og avhending av restproduktene av liten betydning for prestasjonen til Scenario A. For Scenario B er det forbrenningen av spesialavfallet som bidrar mest. Vitrifiseringen av restproduktene bidrar også noe, mens de andre delprosessene er av mindre betydning.

7.1.7 Landlig toksisitet

Figur 7-7 viser sammenligningen av scenariene innen kategorien landlig toksisitet (TE).



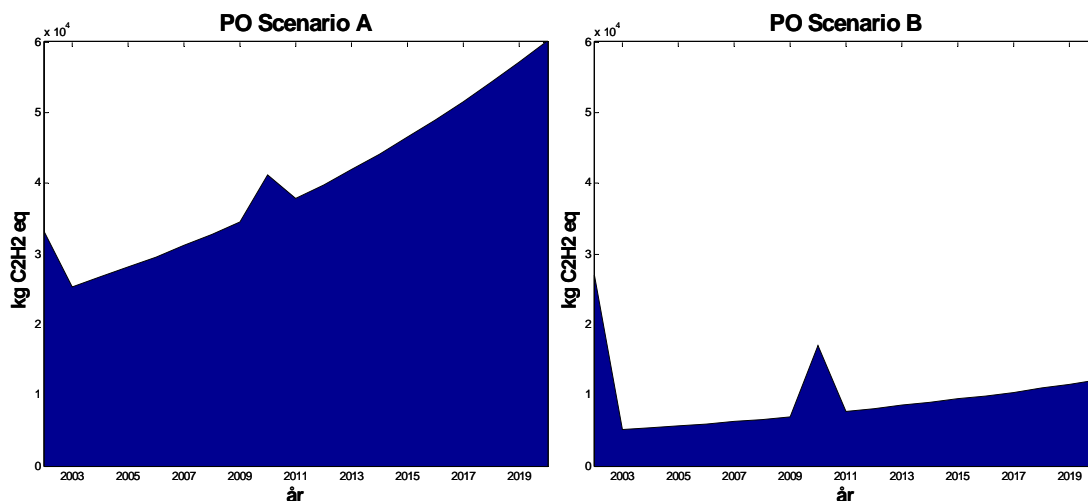
Figur 7-7: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien landlig toksisitet (TE).

Også her er det Scenario B som kommer best ut vedrørende potensielle miljømessige effekter. Innen denne påvirkningskategorien er det imidlertid deponeringen av bunnaske på vanlig avfallsdeponi som skiller seg markant ut i negativ retning for Scenario A. Hele 75 % av det totale

potensialet for landlig toksisitet skyldes denne deponeringen i dette scenariet i år 2002 (og i år 2002 er også anleggskonstruksjon tatt med i beregningen). Av de restrende 25 % er det forbrenning av vanlig avfall som bidrar mest. De andre delprosessene har alle mindre betydning. I Scenario B er det forbrenning av vanlig avfall som bidrar mest etterfulgt av konstruksjonen av anlegg. De andre delprosessene bidrar i mindre grad.

7.1.8 Fotokjemisk ozondannelse

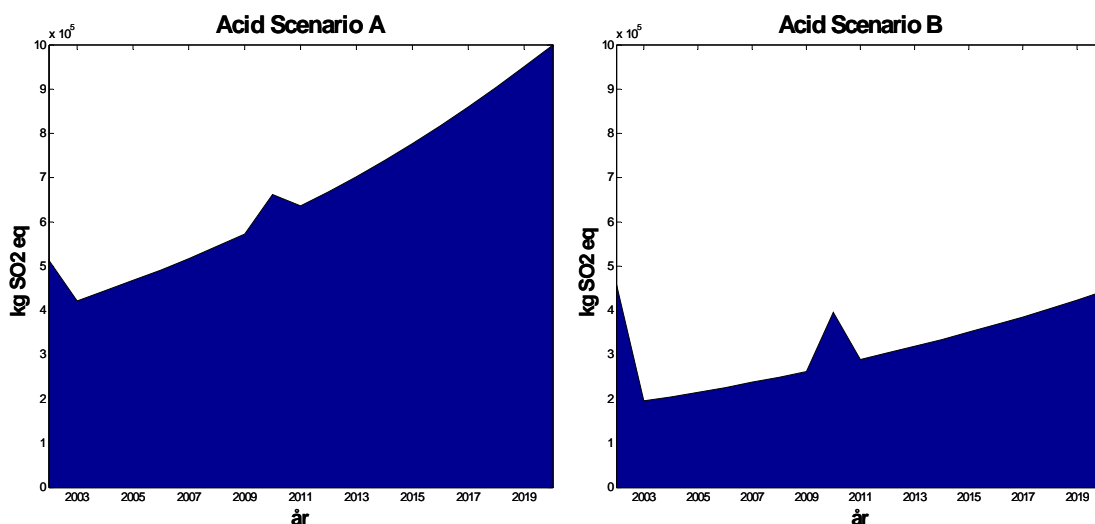
Videre viser figur 7-8 sammenligningen av scenariene innen effektkategorien fotokjemisk ozondannelse (potensiale for dannelse av smog eller bakkenær ozon) (PO).



Figur 7–8: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien bakkenær ozondannelse (PO). Også her er det Scenario B som har lavest potensiale for effekter. Likevel ser man at konstruksjonen av anlegg igjen spiller større rolle da kurvene har et markert sprang for årene 2002 og 2010. For Scenario A er det gassbrenning, anleggskonstruksjon og transport og forbrenning av spesialavfallet som bidrar mest. Resten av delprosessen bidrar lite, mens deponeringen av restproduktene ikke gir noe potensiale for påvirkning innenfor denne kategorien. For Scenario B er det, som det fremgår klart av figuren, anleggskonstruksjonen som bidrar mest i år 2002. Dette bidraget er også betydelig sammenlignet med delprosessene i Scenario A. Ellers i perioden er det for Scenario B jevn spredning av bidrag over de forskjellige delprosessene.

7.1.9 Forsuringspotensiale

Figur 7-9 viser videre sammenligningen av scenariene innen påvirkningskategorien forsuringspotensiale (Acidification potential).

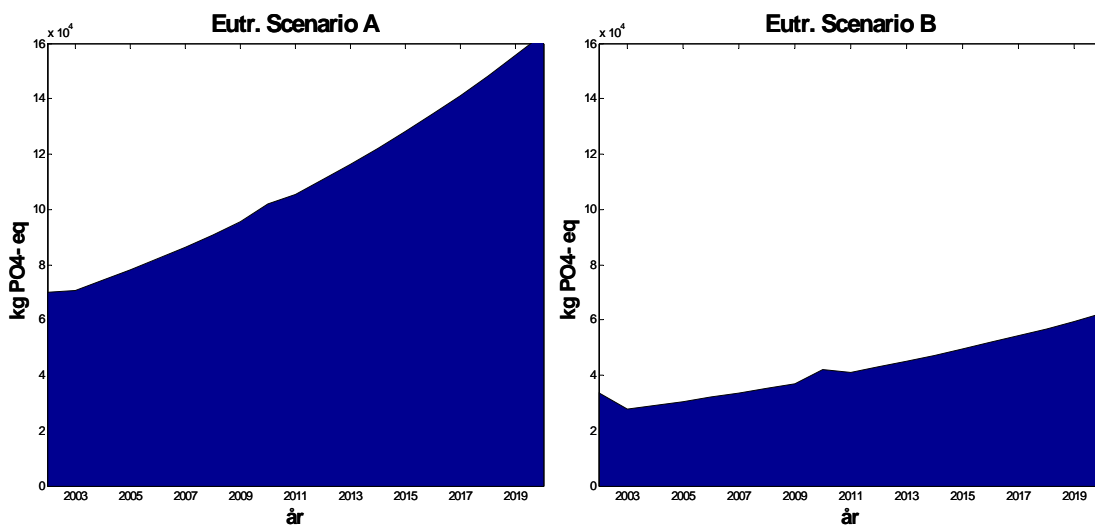


Figur 7–9: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien forsurningspotensiale (Acidification potential).

Her er det også Scenario B som kan vise til den beste miljøprestasjonen. For Scenario A er det nå forbrenning og deponering av spesialavfall som har det største enkeltbidraget, tett etterfulgt av konstruksjonen av anlegg, transport av spesialavfall og brenning av naturgass. Transport og forbrenning av vanlig avfall bidrar noe, mens transporten av restproduktene er nærmest neglisjerbar. Deponeringsprosessene for restproduktene har ikke noe bidrag innen denne effektkategori. For Scenario B er bidragene innen denne kategorien dominert av konstruksjonen av anlegg for år 2002 og delvis for år 2010, noe som ses direkte av kurven. Ellers bidrar forbrenningen av avfall samt vitrifiseringen av restproduktene noe. Transporten bidrar lite innen denne effektkategori for Scenario B. ‘

7.1.10 Eutrofieringspotensiale

Til slutt viser figur 7-10 hvordan de to scenariene er sammenlignet innen påvirkningskategorien eutrofiering (Eutrophication Potential).



Figur 7–10: Grafisk sammenligning av Scenario A og B for påvirkningskategorien eutrofieringspotensiale

(Eutrophication Potential).

For den siste effektkategorien ser man at Scenario B også her gir lavest potensiale for miljøpåvirkning. For Scenario A er det gassbrenningen som står for det største bidraget sammen med transport av spesialavfall. Deponering av bunnaske på deponi og forbrenning av vanlig avfall gir også store bidrag innen denne effektkategorien. For de andre delprosessene er det mindre bidrag. For Scenario B er det forbrenning av vanlig avfall som bidrar mest, mens forbrenning av spesialavfall og konstruksjon av anlegg også bidrar sterkt. Ellers er det jevnt over lave bidrag, og Scenario B sørger gjennom hele perioden kun for i overkant av en tredjedel av de potensielle effektene som man finner i Scenario A, med et lite unntak for år 2002 hvor andelen for Scenario B er rundt 50 % i forhold til Scenario A grunnet konstruksjonen av anlegg.

7.1.11 Oppsummering totalscenariene

Som en oppsummering kan man si at denne sammenstillingen av resultatene bekrefter at Scenario B kommer langt bedre ut vedrørende samlet potensiale for miljøpåvirkning når alle delprosesser tas med for begge scenariene. Dette er tilfellet for alle påvirkningskategorier med unntak av globalt oppvarmingspotensiale og menneskelig toksisitetspotensiale for henholdsvis år 2002 og årene 2002 og 2010. For disse kategoriene er det den omfattende anleggskonstruksjonen i Scenario B som gjør at scenariet kommer dårligere ut for disse årstallene. Dersom man ser bort fra disse punktbelastningene, kommer imidlertid Scenario B best ut også for disse påvirkningskategoriene for resten av perioden med vanlig drift. For Scenario A er det ikke uventet det store transportbehovet, ikke minst for spesialavfallet som fraktes helt til Sør-Norge, som gir store negative utslag, sammen med tilleggsbrenning av gass og konstruksjonen av anlegg.

Et poeng som er verdt å merke seg er at transport og deponering av restproduktene jevnt over gir svært lave bidrag i Scenario A, med unntak av kategorien menneskelig toksisitet som domineres av deponeringen av bunnaske, og eutrofiering som også har et betydelig bidrag fra denne prosessen. Dette på tross av at filteraske/filterkake transporteres helt til Langøya for deponering. Mengdene og det tilhørende transportbehovet er likevel såpass små at det ikke gir særlig utslag for majoriteten av påvirkningskategoriene. For Scenario B har transport og behandling av restproduktene noe større relativ betydning, men dette skyldes først og fremst at totaleffektene i dette scenariet er såpass lave sammenlignet med Scenario A.

7.2 Sammenligning av restproduktscenariene

I kapittel 7.1 gikk det klart frem av sammenligningen av totalscenariene at Scenario A hadde størst potensiale for miljøeffekter. Imidlertid viste det seg at de delprosessene som omhandler restproduktene nedstrøms i modellen, det vil si transport, deponering og behandling av restproduktene, bidro i liten grad til de totale miljøeffektene. Dette var særlig tilfelle for Scenario A hvor transport og forbrenning av avfall, gassbrenning og anleggskonstruksjon var de dominerende delprosessene, med unntak av påvirkningskategoriene landlig toksisitet og delvis eutrofiering.

I henhold til hensikten med denne oppgaven, hvor det settes et spesielt fokus på restproduktene og forskjellige innsamlings- og avhendingsstrategier for disse, kan det være interessant å foreta en tilsvarende sammenligning av scenariene hvor kun prosessene som omhandler restproduktene er separert ut fra totalmodellen. På den måten kan man foreta en isolert sammenligning av dagens strategi for restproduktene i Scenario A med den alternative strategien med regional virtifisering i Scenario B.

For Scenario A er nå følgende delprosesser separert ut fra modellen:

- Transport av bunnaske til Heggstadoen, Trondheim
- Transport av filteraske/filterkake til Langøya
- Deponering av bunnaske på Heggstadmoen
- Behandling og deponering av filteraske/filterkake på Langøya

Disse delprosessene vil heretter bli omtalt som Restprodukt-Scenario A.

For Scenario B er tilsvarende følgende delprosesser separert ut fra totalmodellen:

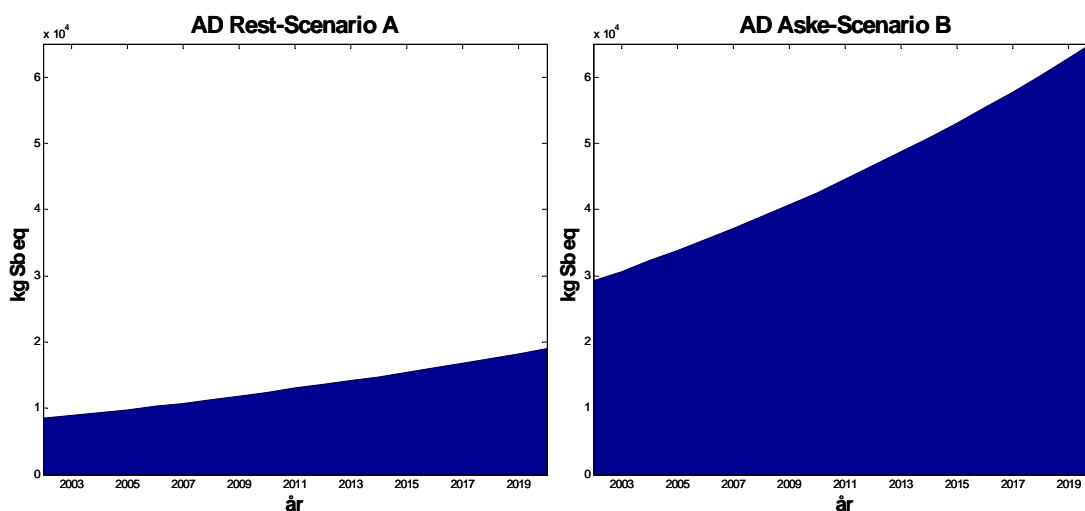
- Transport av all aske (bunnaske/filteraske/filterkake) til Lilleby, Trondheim
- Vitrifisering av asken i VitroArc-anlegget som antas opprettet på Lilleby
- Anleggskonstruksjonen av VitroArc-anlegget

Disse delprosessene vil heretter bli omtalt som Restprodukt-Scenario B.

På tilsvarende måte som ble gjort for totalscenariene i kapittel 7.1 vil utviklingen i de potensielle miljøeffektene presenteres grafisk for alle påvirkningskategoriene for begge restproduktscenariene. På den måten får man illustrert utviklingen i potensialet for miljøeffekter fram mot år 2020, og hvilket scenario som har den beste miljøprestasjonen innenfor hver påvirkningskategori. I tillegg får man undersøkt om konstruksjonen av vitrifiseringsanleggene får innvirkning i årene 2002 og 2010, som tilfellet var for enkelte av kategoriene for anleggskonstruksjonen ved sammenligningen av totalscenariene. I alle figurene i de følgende delkapitlene er aksene skalert identisk slik at verdiene kan sammenlignes direkte.

7.2.1 Abiotisk utarming

Figur 7-11 viser grafisk hvordan Restprodukt-Scenario A og Restprodukt-Scenario B utvikler seg over tidsrommet innen påvirkningskategorien abiotisk utarming (AD).



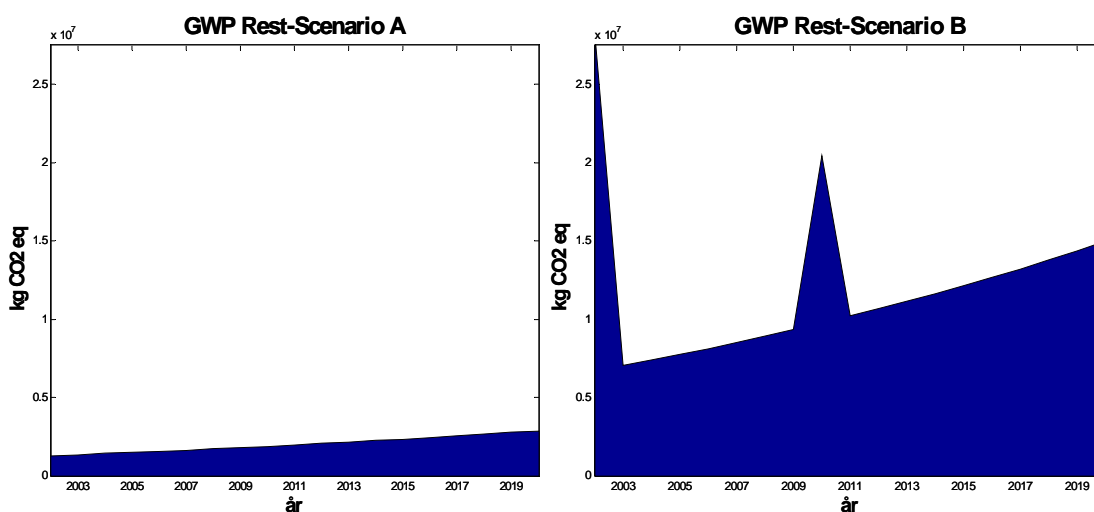
Figur 7-11: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien abiotisk utarming (AD).

Figur 7-11 viser at Restprodukt-Scenario B her har det største potensialet for miljøeffekter. Ca. 70 % av bidraget for dette scenariet forårsakes av vitrifiseringsprosessen som forbruker en viss

mengde naturgass i prosessen (175 kWh per tonn aske behandlet). Forbruk av fossile brenslar gir store utslag innen denne kategorien. Resten skyldes transporten av askene. Anleggskonstruksjonen gir ikke noe bidrag innen denne kategorien. Restprodukt-Scenario A har større transportbehov enn Restprodukt-Scenario B, men dette bidraget blir likevel overskygget av vitrifiseringsprosessen i B. Deponeringen av bunnaske på Heggstadmoen og filteraske/filterkake på Langøya gir ikke noe bidrag innen denne kategorien.

7.2.2 Globalt oppvarmingspotensiale

Videre viser figur 7-12 sammenligningen av scenariene innen effekt-kategorien globalt oppvarmingspotensiale (GWP).

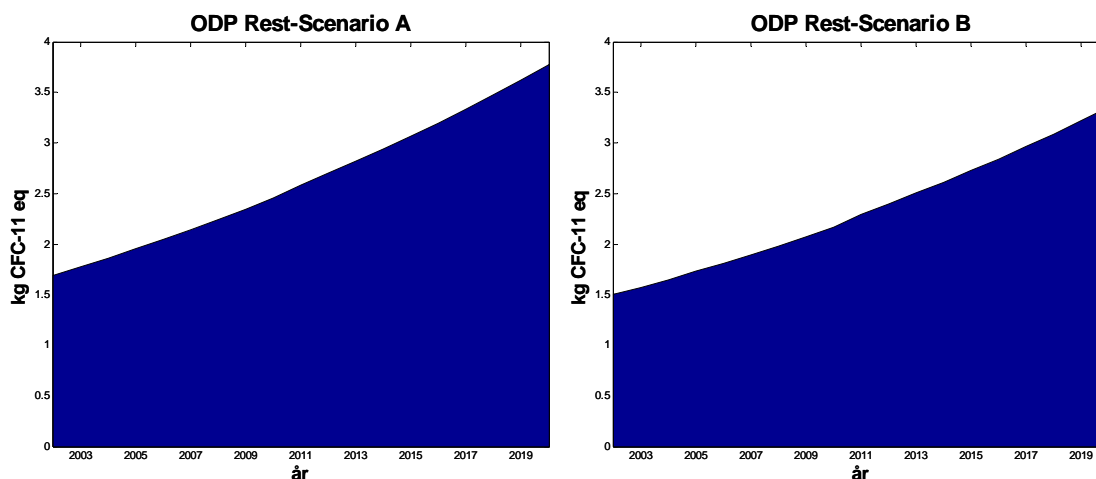


Figur 7-12: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien globalt oppvarmingspotensiale (GWP).

Også for denne effekt-kategorien er det Restprodukt-Scenario B som gir størst potensiale for miljøeffekter. Kurven viser at anleggskonstruksjonen dominerer fullstendig for år 2002, og står for rundt halvparten av bidraget i år 2010. For resten av perioden gir vitrifiseringsprosessen i Restprodukt-Scenario B størst utslag på grunn av brenningen av naturgass. Transporten bidrar i mindre grad. For Restprodukt-Scenario A er deponeringsprosessene nærmest neglisjerbare, og potensialet for miljøeffekter er jevnt fordelt mellom transporten av bunnaske og filteraske/filterkake. På tross av at dette scenariet har høyere totalt transportbehov kommer det altså best ut på grunn av de høye bidragene fra anleggskonstruksjon og vitrifisering i Restprodukt-Scenario B.

7.2.3 Stratosfærisk ozonnedbrytning

Figur 7-13 viser tilsvarende sammenligning for påvirkningskategorien ozonnedbrytning (ODP).

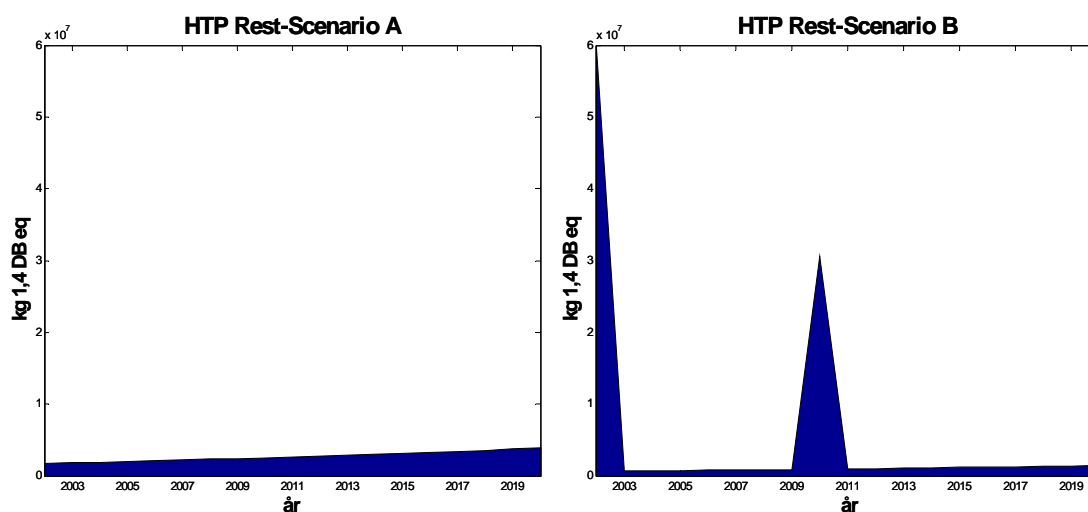


Figur 7-13: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien ozonnedbrytning (ODP).

For denne effektkategorien er det scenario B som kommer best ut med lavere potensiale for påvirkning. Forskjellen mellom scenariene er imidlertid små. For Restprodukt-Scenario A bidrar transport av bunnaske og filteraske/filterkake omtrent like mye da transportbehovet for disse to delprosessene er tilnærmet likt av størrelse. Deponeringsprosessene gir ikke noe utslag for denne kategorien. For Restprodukt-Scenario B er det også transporten som står for nesten hele bidraget, med et lite bidrag fra vitrifiseringen. Konstruksjonen av anlegg bidrar ikke innen denne kategorien.

7.2.4 Menneskelig toksisitet

For effektkategorien menneskelig toksisitet (HTP) er sammenligningen av scenariene vist i figur 7-14.



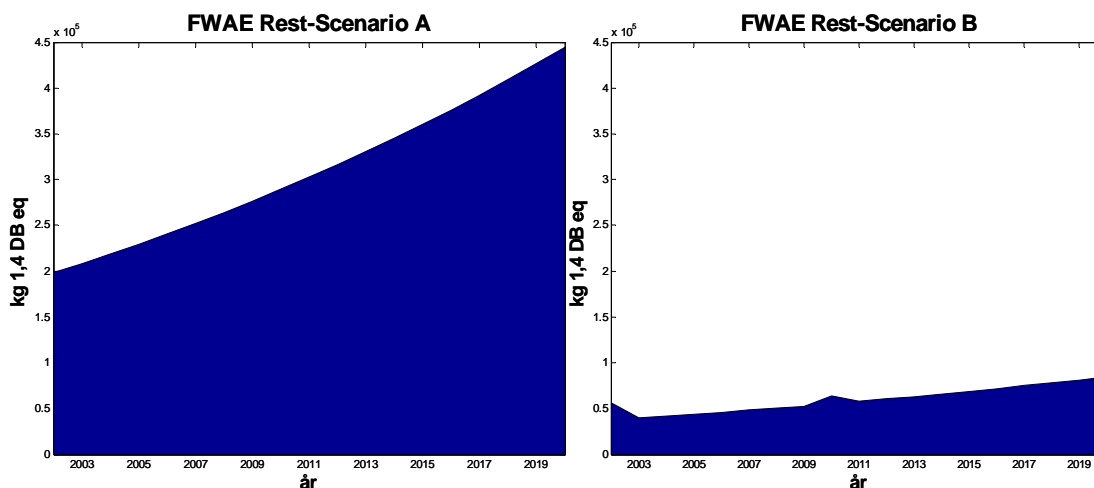
Figur 7-14: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien menneskelig toksisitet (HTP).

For denne kategorien gir anleggskonstruksjonen i Restprodukt-Scenario B meget store utslag, noe som vises tydelig i figuren. Ellers er det små bidrag fra transport og vitrifisering i dette scenariet. Restprodukt-Scenario A gir imidlertid større årlige utslag dersom man ser bort fra an-

leggskonstruksjonen i B. Dette skyldes først og fremst deponeringen av bunnaske som her gir store utslag sammenlignet med transport. Deponeringen av filteraske/filterkake er nærmest neglisjerbar.

7.2.5 Ferskvannstoksisitet

Videre viser figur 7-15 tilsvarende sammenligning av scenariene for kategorien ferskvannstoksisitet (FWAE).

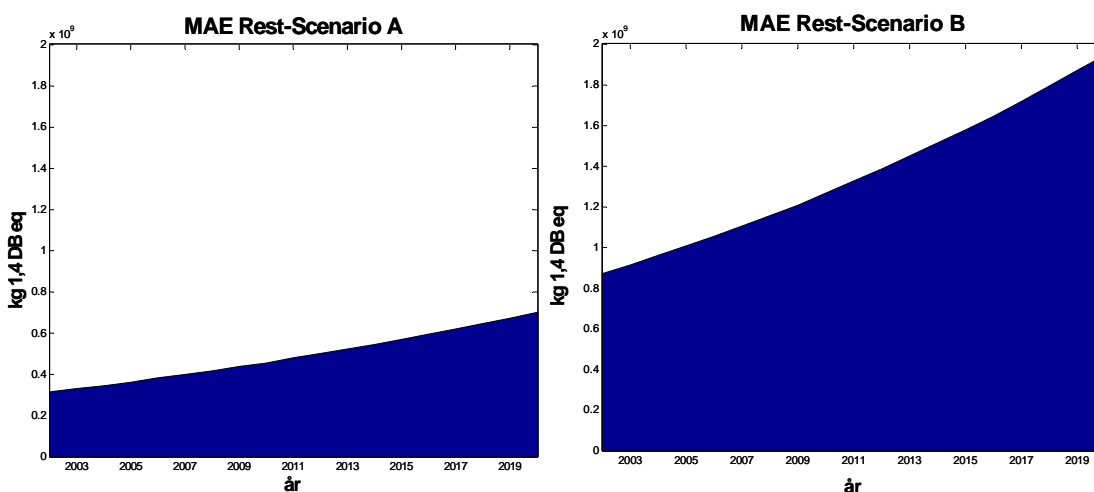


Figur 7-15: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien ferskvannstoksisitet (FWAE).

For denne påvirkningskategorien er det Restprodukt-Scenario B som kommer best ut med lavest potensiale for påvirkning. For Restprodukt-Scenario A er det deponeringen av bunnasken som forårsaker de høye potensielle effektene. Over 80 % av det samlede potensialet for dette scenariet skyldes denne deponeringen. Transporten av de to askefraksjonene står for de siste 20 prosentene, mens deponeringen av filteraske/filterkake er neglisjerbar. For Restprodukt-Scenario B er det transport som bidrar mest, men også anleggskonstruksjon og vitrifisering bidrar noe. Likevel blir det samlede potensialet for dette scenariet lite sammenlignet med A.

7.2.6 Marin toksisitet

Sammneligningen av scenariene for effektkategorien marin toksisitet (MAE) er vist i figur 7-16.

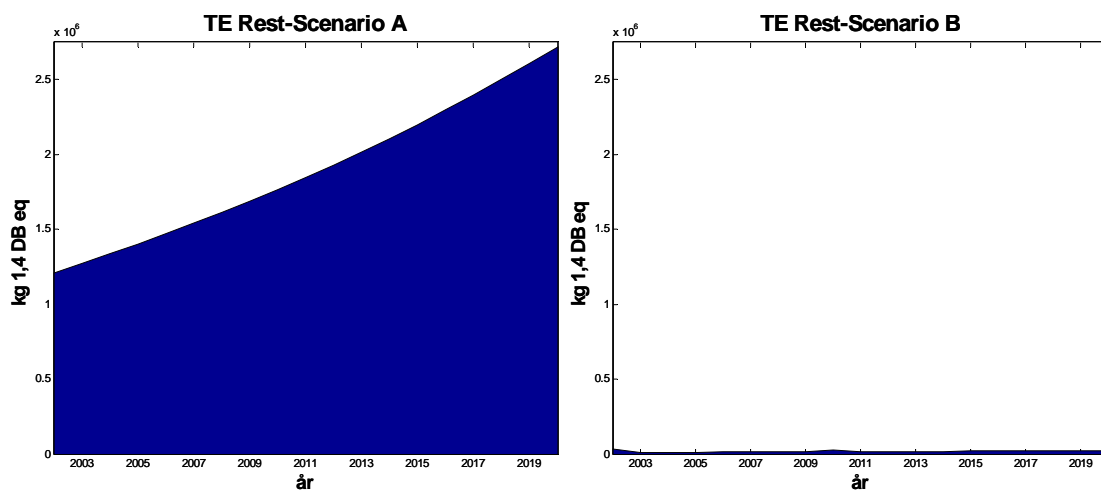


Figur 7-16: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien marin toksisitet (MAE).

Her er det igjen Restprodukt-Scenario B som gir størst potensiale for påvirkning. Dette skyldes først og fremst vitrifiseringen av restproduktene som har det største bidraget, mens transporten til Lilleby også bidrar noe. Anleggskonstruksjonen er her neglisjerbar. For Restprodukt-Scenario A er det transporten som bidrar mest, mens deponeringen bidrar i mindre grad.

7.2.7 Landlig toksisitet

Figur 7-17 viser sammenligningen av scenariene for påvirkningskategorien landlig toksisitet (TE).

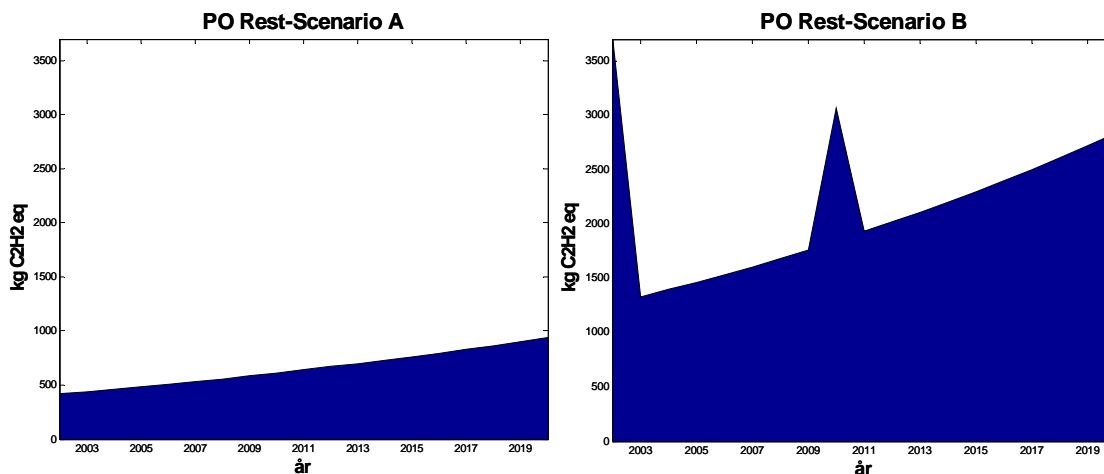


Figur 7-17: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien landlig toksisitet (TE).

For denne effektkategorien er Restprodukt-Scenario B klart best sammenlignet med Restprodukt-Scenario A. For Restprodukt-Scenario A er det deponering av bunnaske som ene og alene sørger for det store utslaget. Bidrag fra transport og deponering av filteraske/filterkake er nærmest neglisjerbare i forhold. Potensialet for påvirkning for Restprodukt-Scenario B er bare 2,6 prosent av potensialet i A i år 2002. Og da er det i tillegg anleggskonstruksjonen som gir det største enkeltbidraget, slik at forholdet blir enda mindre for de andre årene i perioden.

7.2.8 Fotokjemisk ozondannelse

Videre viser figur 7-18 sammenligningen av scenariene for effektkategorien fotokjemisk ozondannelse (PO).

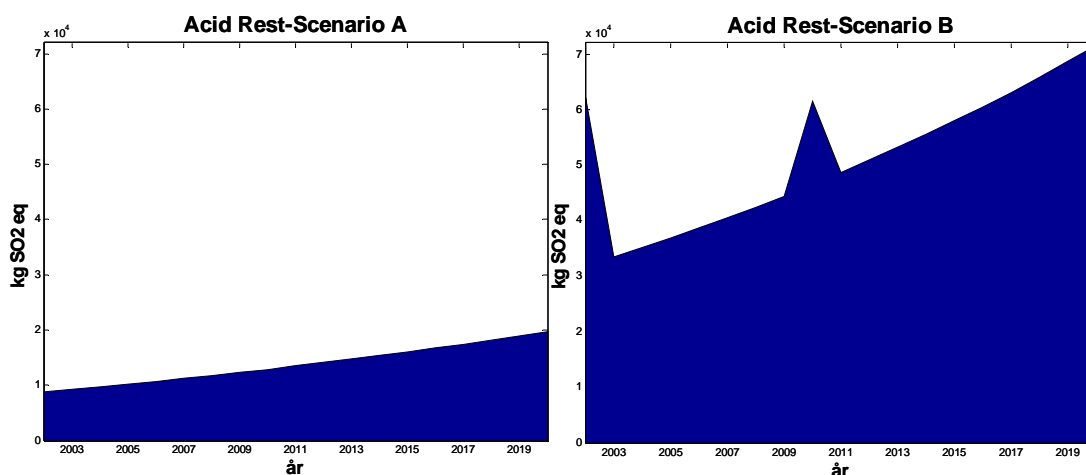


Figur 7–18: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien fotokjemisk ozondannelse (PO).

Her er det igjen Restprodukt-Scenario A som kommer best ut vedrørende potensiale for påvirkning. For Restprodukt-Scenario B ser vi i at konstruksjonen av anlegg gir store bidrag i årene 2002 og 2010. I tillegg bidrar vitriferingsprosessen en del, mens transporten bidrar noe mindre for dette scenariet. For Restprodukt-Scenario A er det bare transporten som gir bidrag innen denne kategorien, og dette scenariet kommer best ut til tross for at transportbehovet her er større enn for Restprodukt-Scenario B.

7.2.9 Forsuringspotensiale

Sammenligningen av scenariene for effektkategorien forsuringspotensiale (Acidification Potential) er vist i figur 7-19.

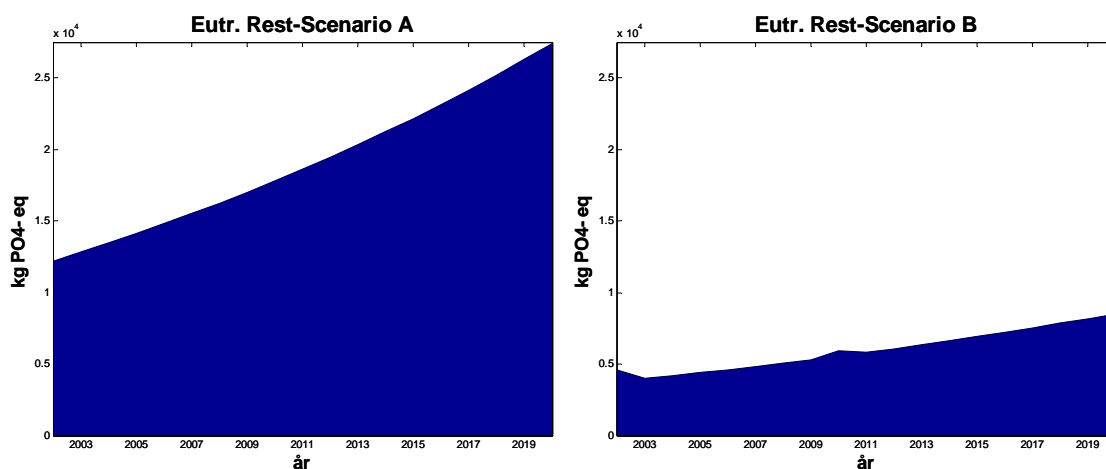


Figur 7–19: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien forsuringspotensiale (Acidification Potential).

Også for denne kategorien er det Restprodukt-Scenario B som gir det største potensialet for påvirkning. Man ser også av kurven at konstruksjonen av anlegg spiller inn for årene 2002 og 2010. For perioden ellers er det vitriferingen som bidrar mest i forhold til transporten av askene til Lilleby. For Restprodukt-Scenario A er det bare transporten som bidrar innen denne påvirkningskategorien, og på tross av at transportbehovet her er større har dette scenariet samlet lavere påtensiale for påvirkning sammenlignet med Restprodukt-Scenario B.

7.2.10 Eutrofieringspotensiale

Avslutningsvis viser figur 7-20 sammenligningen av scenariene for kategorien eutrofieringspotensiale (Eutrophication Potential).



Figur 7–20: Grafisk sammenligning av Restprodukt-Scenario A og B for påvirkningskategorien eutrofieringspotensiale (Eutrophication Potential).

For denne effektkategorien er det Restprodukt-Scenario B som kommer best ut med lavest potensiale for påvirkning. Anleggskonstruksjonen bidrar her i liten grad. Vitrifiseringen bidrar mest, mens transporten også bidrar noe relativt sett. For Restprodukt-Scenario A er det først og fremst deponeringen av bunnasken på Heggstadmoen som forårsaker det store utslaget innen denne kategorien. Transporten bidrar i mindre grad mens deponeringen av filteraske/filterkake på Langøya er neglisjerbar.

7.2.11 Oppsummering restproduktscenariene

Denne sammenligningen av restproduktscenariene viser at man ikke uten videre kan si at det ene restproduktscenariet gir en bedre samlet miljøprestasjon enn det andre. Avhengig av hvilken påvirkningskategori man studerer varierer det hvilket av restproduktscenariene som kommer best ut. Restprodukt-Scenario A gir størst potensiale for miljøpåvirkninger innen effektkategoriene ozonnedbrytning, ferskvannstoksisitet, landlig toksisitet og eutrofieringspotensiale. For de tre siste av disse effektkategoriene er det deponeringen av bunnaske på vanlig avfallsdeponi som først og fremst forårsaker de negative effektene. Påvirkningskategorien menneskelig toksisitet er det vanskeligere å si noe om. For denne kategorien gir Restprodukt-Scenario A de største årlige effektene, bortsett fra årene 2002 og 2010 hvor anleggsbyggingen i Restprodukt-Scenario B gir dette scenariet to kraftige punktbelastninger. For de øvrige påvirkningskategoriene, det vil si abiotisk utarming, globalt oppvarmingspotensiale, marin toksisitet, fotokjemisk ozondannelse og forsuringspotensiale, er det Restprodukt-Scenario B som gir det klart største potensialet for miljøpåvirkning. For dette scenariet varierer det hvilken av de tre delprosessene transport, vitrifisering og anleggskonstruksjon som gir det største bidraget innen de forskjellige effektkategoriene.

På bakgrunn av disse resultatene er det dermed vanskelig å komme med konkrete anbefalinger vedrørende de to valgte scenariene for transport og avhending av restproduktene som genereres i regionen. En eventuell endring i behandlingsstrategien for restproduktene vil etter disse beregningene medføre at man erstatter en type miljøpåvirkning med en annen snarere enn å oppnå en samlet forbedring i miljøprestasjonen som ideelt sett hadde vært å foretrekke. Man

oppnår altså i stedet en såkalt “problem-shifting” hvor de potensielle effektene flyttes fra en type påvirkning til en annen.

8 Diskusjon

I den kvantitative delen av denne studien er avfallsmodellen utviklet av Bergsdal utvidet til å også inneholde data på produksjon, massestrøm, sammensetning og forskjellige behandlingsmåter for askeproduktene som følger av forbrenning av avfall. For denne utvidede avfallsmodellen er det utviklet to alternative scenarier for avfallsforbrenning og avhending av restproduktene. Disse scenariene bygger på scenariene fra Bergsdal når det gjelder transport og forbrenning av avfallet, men de er utvidet til å også inneholde to forskjellige restproduktescenarier for forbrenningsaskene nedstrøms etter at forbrenningen av avfallet har funnet sted. For det sentraliserte forbrennings-scenariet i Scenario A er det valgt et restproduktscenario som tilsvarer dagens avhendingsstrategi for restproduktene, med deponering av bunnaske på vanlig avfallsdeponi regionalt og deponering av filteraske/filterkake på spesialavfallsdeponi ved NOAHs anlegg på Langøya i Sør-Norge. For det desentraliserte forbrenningsscenariet i Scenario B er det antatt opprettet et eget vitriferingsanlegg for mottak av all forbrenningsaske i Midt-Norge regionen som baserer seg på VitroArc-teknologi. Resultatene fra den komparative livløpsvurderingen er presentert i kapittel 7. I de følgende delkapitlene vil resultatene bli diskutert ytterligere. Videre vil forskjellige usikkerheter i modellen bli gjennomgått. Avslutningsvis følger et forslag til videre arbeid.

8.1 Totalscenariene

I kapittel 7.1 ble resultatene fra sammenligningen av totalscenariene presentert for alle de ti påvirkningskategoriene. I totalscenariene er alle delprosesser inkludert for begge scenariene, det vil si transport og forbrenning/behandling av vanlig avfall og spesialavfall, og transport og deponering/vitrifisering av restproduktene.

Resultatene viser at Scenario B med desentralisert forbrenning av vanlig avfall, regional forbrenning av spesialavfall og regional vitrifisering av restproduktene kommer klart best ut med lavest potensiale for miljøeffekter. Dette er tilfellet for alle effektkategoriene med et lite unntak for kategoriene globalt oppvarmingspotensiale og menneskelig toksisitet. For kategoriene globalt oppvarmingspotensiale har Scenario B noe høyere påvirkningspotensiale i år 2002 grunnet den omfattende anleggskonstruksjonen i dette scenariet. For resten av perioden er imidlertid Scenario B best også innen denne kategorien. For effektkategoriene menneskelig toksisitet har Scenario B høyere påvirkningspotensiale for årene 2002 og 2010. Også her er det anleggskonstruksjonen som forårsaker de store punktbelastningene. For resten av perioden har imidlertid Scenario A høyere årlige utslipp også for denne effektkategoriene. Man kan dermed med stor grad av sikkerhet konkludere med at Scenario B gir det laveste potensialet for miljøeffekter, når man tar for gitt antagelsene og forutsetningene som er diskutert underveis i studien.

Basisscenariet i begge scenariene er som tidligere nevnt adoptert direkte fra studien til Bergsdal, bortsett fra noen mindre modifikasjoner som er utført siden studien til Bergsdal ble utført i år 2002. Også i denne studien ble det konkludert med at Scenario B (her Scenario 2) ga det minste potensialet for miljøeffekter. Utvidelsen av scenariene til å også inkludere restproduktene nedstrøms i modellen har altså ikke endret styrkeforholdet mellom de to scenariene i særlig grad. Og i dette ligger det et vesentlig poeng som bør understrekes. Restproduktscenariene utgjør for majoriteten av påvirkningskategoriene en liten del av de totale effektpotensialene relativt sett. Unntaket her gjelder noen av de toksisike effektkategoriene, og særlig

landlig toksisitet som domineres av deponeringen av bunnaske på vanlig deponi. Når man studerer alle effektkategoriene for begge totalscenariene som helhet bidrar likevel restproduktscenariene stort sett i liten grad. For majoriteten av effektkategoriene er det prosesser fra basisscenariene som bidrar mest, det vil si transport og forbrenning av vanlig avfall og spesialavfall, og ikke minst gassbrenningen og anleggskonstruksjonen som for flere av kategoriene bidrar sterkt.

En konklusjon man kan trekke av dette er at dersom man ønsker å redusere det samlede potensialet for miljøeffekter forbundet med avfallshåndtering i Midt-Norge regionen, oppnår man større gevinst ved å legge om fra sentralisert forbrenning av vanlig avfall og spesialavfall, til desentralisert forbrenning for vanlig avfall og regional forbrenning av spesialavfall, sammenlignet med å legge om avhendingsstrategien for restproduktene. I følge disse beregningene bør med andre ord fokus først og fremst rettes mot forbedringspotensialer innenfor delprosesser som inngår i basisscenariene, framfor forbedringspotensialer vedrørende restproduktene. Dette skyldes først og fremst at det massemessig er meget små mengder askeprodukter sammenlignet med avfall. Dermed blir transportbehov og dimensjonering av behandlingsanlegg mye mer omfattende for prosessene som inngår i basisscenariene i forhold til prosessene som inngår i restproduktscenariene.

8.2 Restproduktscenariene

Totalscenariene ga ikke noen entydige svar om miljøprestasjonen til de to alternative innsamlings- og behandlingsstrategiene for restproduktene, siden bidragene fra disse delprosessene for majoriteten av kategoriene var svært små sammenlignet med de totale potensialene for påvirkning for scenariene samlet. I henhold til hensikten med denne studien var det derfor interessant å separere ut delprosessene som omhandlet transport og avhending av restproduktene fra totalscenariene. På den måten kunne de to restproduktscenariene sammenlignes direkte. Resultatene fra denne sammenligningen er presentert i kapittel 7.2 for hver av de ti effektkategoriene.

Med bakgrunn i disse resultatene kan man ikke uten videre si at den ene strategien miljømessig er å foretrekke framfor den andre. Resultatene viser nemlig at avhengig av hvilken effektkategori man studerer varierer det hvilket av restproduktscenariene som kommer best ut. På tross av at Restprodukt-Scenario A har noe høyere transportbehov, gjør konstruksjonen av Vitr-Arc-anleggene samt denne teknologiens behov for sambrenning av naturgass, at Restprodukt-Scenario B kommer dårligere ut for påvirkningskategoriene abiotisk utarming, globalt oppvarmingspotensiale, menneskelig toksisitet, marin toksisitet, fotokjemisk ozondannelse og forsurningspotensiale. For de andre effektkategoriene forårsaker imidlertid Restprodukt-Scenario A høyere potensiale for effekter. For kategorien landlig toksisitet dominerer Restprodukt-Scenario A fullstendig på grunn av deponeringen av bunnaske på vanlig avfallsdeponi. En eventuell endring i strategien for restproduktene medfører dermed ikke nødvendigvis en samlet reduksjon i potensialet for miljøpåvirkning. I stedet oppnår man bare at de miljømessige effektene endres fra en type påvirkning til en annen, en uønsket situasjon som gjerne omtales som såkalt "problem-shifting".

For Restprodukt-Scenario B er det ikke tatt med i vurderingen at vitrifiseringen av askeproduktene i seg selv medfører et produkt i form av et vitrifisert keramisk glass. Dette produktet har så gunstige utlekkingssegenskaper at det oppfyller kravene til ubegrenset bruk. Dette vitrifiserte slagget kan dermed eksempelvis erstatte jomfruelig produserte fliser, klinker

eller andre keramiske produkter. Denne substitusjonseffekten er ikke regnet inn i denne studien, noe som er en svakhet. I den forbindelse skal man huske på at bunnaske og filteraske/filterkake også har en funksjon på deponiene ved dagens avhendingsstrategi, da de alkaliske egenskapene utnyttes til å nøytralisere andre avfallsprodukter og redusere faren for sur avrenning. Ved å fjerne disse askefraksjonene fra dagens deponeringsstrategi, vil dette medføre at deponiene må erstatte forbrenningsaskene med et annet produkt (f.eks. kalk) for å oppnå samme syrenøytraliserings-effekt. Denne substitusjonseffekten er det heller ikke gjort rede for i denne studien.

Alle resultatene som er presentert i denne studien sier kun på ekvivalentnivå hvilke potensialer for miljøpåvirkning scenariene medfører. I livsløpsmetodikken vil det si at man har foretatt en karakterisering. En videre vurdering av den relative viktigheten av ett utslipp i forhold til et annet er et vanskelig område å begi seg ut på, og slike vurderinger er ikke tatt med i denne studien. En slik vurdering vil avhenge av en rekke forhold som vanskelig lar seg identifisere. Viktigheten av en type utslipp i forhold til en annen vil variere fra sted til sted avhengig av lokale forhold. I enkelte områder kan man eksempelvis ha eksisterende problemer med visse typer utslipp som gjør at nye bidrag innen samme påvirkningskategori vil vektlegges sterkere. I tillegg kan miljøpolitiske forhold som avstand til politiske mål innenfor de forskjellige effektkategoriene gjøre at visse typer utslipp utsettes for større miljøpolitisk oppmerksomhet enn andre. Som et eksempel her kan det nevnes at effektkategorien globalt oppvarmingspotensiale har fått større relativ miljøpolitisk betydning de seneste årene enn tilfellet var tidligere. I denne studien er de miljømessige effektene ikke fortolket utover det at man har identifisert de potensielle miljøpåvirkningene innenfor de forskjellige effektkategoriene for de to scenariene. På den måten kan scenarienes miljøprestasjon sammenlignes direkte. Det er foreløpig vanlig praksis i forbindelse med livsløpsvurderinger å kun foreta en karakterisering som gir resultatene i ekvivalenter, da videre fortolkninger av resultatene nødvendigvis vil inkludere eksterne faktorer som kan øke usikkerheten i studien. Dette er anbefalt inntil det metodiske rammeverket for livsløpsvurderinger er utviklet til å gi klarere retningslinjer vedrørende normalisering, vektning og tolkning av resultatene.

8.3 Usikkerheter i beregningene

Underveis i studien er det foretatt en rekke antagelser som gjør at resultatene må leses med en viss forsiktighet. Avfallsmodellen som utgjør utgangspunktet for scenariene er hentet fra studien til Bergsdal fra 2002, og antagelsene som var utført her er følgelig også gjeldende for denne studien.

Fremskrivningene av befolkningsmengder og tilhørende avfallsmengder er basert på trender og antagelser som kan komme til å endre seg over tidsperioden fram mot år 2020. Dette vil avhenge av en rekke faktorer som det er vanskelig å forutsi med tilfredsstillende grad av sikkerhet.

Når det gjelder fordelingen av avfallsmengdene til ulike behandlingsmåter er det i studien antatt at den relative fordelingen er lik over hele tidsperioden. Denne fordelingen kan komme til å endre seg med årene dersom for eksempel materialgjenvinning og kompostering får økt betydning, og ikke minst dersom innstramminger i lovverket påvirker andelen som går til sluttbehandling (deponering og forbrenning uten energigjenvinning).

Utslippstall for anleggene som inngår i basisscenariene er hentet fra reelle anlegg. Disse tallene gir dermed en god beskrivelse av situasjonen i dag. Utslippene kan imidlertid endre seg

med tiden i takt med teknologisk utvikling, eventuelle innstramminger i utslippskravene og eventuelle oppgraderinger av eksisterende anlegg.

Elementstudien som gir innholdet av en rekke miljømessig interessante elementer i avfall er i sin helhet basert på forskjellige litteraturkilder som ikke nødvendigvis gir den riktige sammensetningen av avfall for norske forhold. Dette antagelsen var likevel nødvendig da det ikke eksisterer komplette nasjonale tall for innholdet av alle elementene i avfall som det var ønskelig å inkludere i studien. Videre er transferkoeffisientene som sier hvordan elementene fordeler seg over utslippsveiene i et forbrenningsanlegg også basert på en rekke internasjonale litteraturkilder. Her vil individuelle forskjeller i anleggsteknologiene gjøre at det ikke er helt riktig å anta en universell fordeling av de forskjellige elementene som gjeldende for alle anlegg.

Når det gjelder delprosessene som inngår i restproduktscenariene er disse også beheftet med usikkerheter. For deponeringen av bunnaske på vanlig avfallsdeponi og filteraske/filterkake på spesialavfallsdeponi, var det umulig å skaffe til veie eksakte tall for deponeringen av disse fraksjonene alene. For begge deponeringsanleggene utgjorde disse avfallsmaterialene bare en viss andel av det totale materialet som blir deponert ved disse anleggene. For Langøya ble utslippene fra deponeringen av forbrenningsaske funnet ved å foreta en kombinert økonomisk/massemessig allokering av de totale utslippene fra anlegget. Denne gir ikke nødvendigvis et eksakt bilde av virkeligheten. For deponeringen av bunnaske på Heggstadmoen er det usikkerheter knyttet til antagelsen om andelene av de forurensende komponentene som er tilgjengelige for utlekking. I tillegg vil tidsforsinkelser i utlekkingsprosessene videre bidra til usikkerhet rundt de antatte utslippene til jord fra denne prosessen.

For vitriferingsprosessen for askene i Scenario B fantes det ikke tilgjengelige utslippstall, da teknologien bare har vært testet i pilotanlegg hvor komplette utslippsmålinger etter sigende ikke har blitt utført. Utslippstallene her er derfor basert på modifiserte tall fra PyroArc-teknologien, da dette er den teknologien som ligger nærmest VitroArc-teknologien. Dette er den delprosessen det er knyttet størst usikkerhet til, da det er grunn til å tro at utslippene fra denne prosessen er antatt for høye. Vitriferingsprosessen sørger derfor muligens for uforholdsmessig høye påvirkningspotensialer for Restprodukt-Scenario B.

Systemgrensene slik de er satt i oppgaven er også en potensiell kilde til usikkerhet i studien. Resultatene slik de foreligger viser at konstruksjonen av anlegg for flere av påvirkningskategoriene gir store utslag. Denne delprosessen er basert på en omfattende input/output-analyse som knytter effektpotensialer til investeringer innen forskjellige sektorer i samfunnet. Denne prosessen vil dermed inkludere omfattende oppstømseffekter, noe som vil si at systemgrensene er relativt vide for disse delprosessene. Studien viser også at der man har antatt forbrenning av naturgass (tilleggsbrenning i Scenario A og i forbindelse med VitroArc-prosessen) får dette store utslag innen enkelte av effektkategoriene. For disse delprosessene kan det også tenkes at systemgrensene blir omfattende, fordi SimaPro kobler dette forbruket opp mot et stort databasemateriale som inkluderer en rekke oppstrømseffekter knyttet til utvinning, foredling og distribusjon av naturgassen. Dermed er det grunn til å tro at disse delprosessene resulterer i uforholdsmessig store effektpotensialer. Til sammenligning er delprosesser som deponering på Heggstadmoen og Langøya veldig enkelt definert i denne studien med lite indirekte bidrag fra omfattende oppstrømseffekter. Systemgrensene for disse delprosessene er i så måte relativt smale. Men bakgrunn i denne diskusjonen kan det dermed tenkes at Restprodukt-Scenario B har resultert i uforholdsmessig store effektpotensialer som muligens har favorisert dagens askeavhendingssystem i for stor grad.

8.4 Forslag til videre arbeid

Med utgangspunkt i usikkerhetene som er gjennomgått er det flere aspekter ved denne studien som åpner for muligheter til videre arbeid. Grunnet den begrensede tidsperioden man har til rådighet for en oppgave av denne typen, var man nødt til å gå videre med den kvantitative delen av studien selv om datagrunnlaget på flere områder ikke var helt tilfredsstillende.

Det kunne for eksempel være fordelaktig å i større grad ta hensyn til anleggsspesifikke data når det gjelder generering, sammensetning og fordeling av de forskjellige restproduktene som oppstår ved avfallsforbrenning. I denne studien er det i stor grad benyttet universelle fordelingsstall som er antatt gjeldende for alle anlegg, både når det gjelder innholdet av miljøskadelige elementer i avfallet, fordelingen av disse under forbrenningen og totale produserte mengder av restproduktene. I virkeligheten vil disse forholdene i større grad avhenge av nasjonale og regionale forhold når det gjelder sammensetningen av avfall, og av konkrete og varierende anleggsspesifikke forhold når det gjelder produksjonen av restprodukter og distribusjonen av elementer over disse.

Scenariene slik de er definert i denne studien undersøker kun to valgte systemløsninger for forbrenning av avfall og avhending av restproduktene. Det finnes imidlertid en rekke mulige teoretiske systemløsninger for avfallsforbrenning og askeavhending, og det er slett ikke sikkert at noen av scenariene slik de er definert her representerer den beste totalløsningen for avfallssektoren. Det eksisterer flere andre behandlingsstrategier og potensielle systemløsninger for restproduktene enn de som er undersøkt i den kvantitative delen av denne studien. Et eventuelt videre arbeid kunne med fordel ta utgangspunkt i et mer komplett datagrunnlag som i sin tur kunne utgjøre en mer solid plattform for utvikling av flere alternative scenarier på området.

9 Konklusjon

To systemløsninger for avfallsforbrenning i Midt-Norge regionen er i denne studien utvidet til å også inkludere to alternative avhendingsscenarier for restproduktene som oppstår nedstrøms fra forbrenning av avfall. De to scenariene er evaluert ved hjelp av livsløpsmetodikk.

For totalscenariene hvor alle delprosesser inngår viser resultatene at Scenario B med desentralisert forbrenning av vanlig avfall, regional forbrenning av spesialavfall og regional vitrifisering av restproduktene gir lavest samlet potensiale for miljøeffekter, gitt de forutsetninger og antagelser som ligger til grunn for studien. Dette er tilfellet for alle effektkategoriene over hele tidsperioden, med enkelte unntak for år 2002 og delvis 2010. Omfattende anleggsbygging i Scenario B gjør at dette scenariet får to store punktbelastninger for enkelte av effektkategoriene i disse årene. For resten av perioden er forskjellene til dels betydelige i favør Scenario B.

Resultatene viser også at restproduktscenariene nedstrøms fra modellen står for en liten del de samlede belastningene for totalscenariene for alle påvirkningskategoriene, bortsett fra landlig toksisitet hvor effektene fra deponering av bunnaske dominerer. Dette indikerer at det største miljømessige forbedringspotensialet først og fremst finnes blant delprosessene som inngår i basisscenariene.

Det er også foretatt en isolert sammenligning av restproduktscenariene nedstrøms i modellen, hvor delprosessene som omhandler restproduktene er separert ut fra totalmodellen og evaluert for seg selv. Restprodukt-Scenario A representerer dagens strategi for askeavhending med deponering av alle askefraksjoner. For Restprodukt-Scenario B er det valgt en alternativ systemløsning med regional vitrifisering av restproduktene. Her viser resultatene at man ikke uten videre kan anbefale den ene løsningen framfor den andre. De to restproduktscenariene veksler mellom å ha de største potensialene for miljøeffekter avhengig av hvilken påvirkningskategori som undersøkes. En eventuell overgang til det alternative askeavhendingsscenariet vil følgelig medføre at man bare erstatter en type utslipp med en annen. De viktigste potensielle effektene blir dermed flyttet til andre påvirkningskategorier. En videre evaluering av den relative viktigheten til hver type utslipp er en komplisert vurdering som går utover hensikten med denne studien.

Referanseliste

Baccini P., Brunner P.H.: *Metabolism of the Antrophosphere*, Springer Verlag Berlin Heidelberg, 1991.

Bergsdal H.: diplomoppgave, *Integrerte strategier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt-Norge*, 2002.

Bergsdal H., Strømman A.H., Hertwich E.G.: *Environmental Assessment of Two Waste Incineration Strategies for Central Norway*, artikkelutkast - ikke publisert, 2003.

Brattebø H., Heie A.: *Hindring, minimering og håndtering av avfall*, Institutt for vassbygging, NTNU, kompendium i fag BM2 - Miljø- og ressursteknikk, 2002.

Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlén J., Hjelmar O., Kosson D., Sawell S.E., van der Sloot H.A., Vehlow J. (IAWG International Ash Working Group): *Municipal Solid Waste Incinerator Residues*, Studies in Environmental Sciences 67, Elsevier Sci., Amsterdam, 1997.

Energos ASA: Informasjon tilgjengelig på nettsiden (<http://www.energос.com/menu.asp#>) pr 16.06.2003.

EnviroArc Technologies AS, ScanArc Plasma Technologies AB: *PyroArc - Gasification and Pyrolysis Treatment of Hazardous Waste*, artikkel tilgjengelig online (<http://www.scanarc.se/Parcpap.pdf>) pr 16.06.2003a.

EnviroArc Technologies AS, ScanArc Plasma Technologies AB b: *VitroArc - Stabilization and detoxification of fly ash from waste incineration*, artikkel tilgjengelig online (<http://www.scanarc.se/Varcpap.pdf>) pr 16.06.2003b.

Evensen E., Trondheim Energiverk (TEV): telefonkorrespondanse pr 09.05.03.

Fossum M.: Sammensatte litteraturdata over transferkoeffisienter oversendt pr e-post. Referanselisten til denne oversikten var ikke komplett, men tallene var innhentet fra åtte forbrenningsanlegg (hvorav fire norske og fire utenlandske) og sju internasjonale litteraturkilder.

Haugsten K.E., Gustafson B.: *Environmental properties of vitrified fly ash from hazardous and municipal waste incineration*, Waste Management, Volume 20, Issues 2-3, pg 167-176, April 2000.

Hjelmar O.: *Disposal strategies for municipal solid waste incineration residues*, Journal of Hazardous Materials 47, pg 345-368, 1996.

Johansson B., ScanArc Plasma Technologies AB: telefonkorrespondanse pr 30.05.2003.

Kleven R., Energos ASA: telefonkorrespondanse pr 11.05.03.

Kosson D.S., Van der Sloot H.A., Eighmy T.T.: *An approach for estimation of contaminant release during utilization and disposal of municipal waste combustion residues*, Journal of Hazardous Materials, Volume 47, Issues 1-3, pg 43-75, 1996.

Liahagen J.E., Norsk Avfallshåndtering AS (NOAH): telefonkorrespondanse pr 03.05.2003.

Lindstad J.P., Norsk Avfallshåndtering AS (NOAH): telefonkorrespondanse pr 03.05.2003.

Lovdata: *Forskrift om kasserte elektriske og elektroniske produkter*, tilgjengelig på nett (<http://www.lovdata.no/cgi-wift/wiftldles?doc=/usr/www/lovdata/for/sf/md/td-19980316-0197-0.html&dep=alle&emne=elektriske+og+elektroniske+produkter>) pr 16.06.2003.

Lynum S., EnviroArc Technologies AS: korrespondanse pr telefon og e-post, mai 2003.

Miljøverndepartementet: Stortingsmelding nr. 8, *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand* (1999-2000), kapittel 7, Avfall og gjenvinning, (<http://odin.dep.no/md/norsk/publ/stmeld/022005-040006/index-hov007-b-n-a.html>).

Miljøstatus i Trondheim, informasjonstjeneste på nett (<http://www.ceroi.net/kommuner/trondheim/miljotema/avfall/index.htm>) pr 16.06 2003.

Norsk Avfallshåndtering AS (NOAH): Informasjon tilgjengelig på nett (www.noah.no) pr 16.06.2003.

Sabbas T., Poletini A., Pomi R., Astrup T., Hjelmar O., Mostbauer P., Cappai G., Magel G., Salhofer S., Speiser C., Heuss-Assbichler S., Klein R., Lechner P. og medlemmer av "the PHOENIX working group on Management of MSWI Residues": *Management of municipal solid waste incineration residues*, Waste Management, Volume 23, Issue 1, pg 61-88, 2003.

Sandgren J., Heie A., Sverud T.: *Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall*, rapport Statens Forurensningstilsyn, 96:16, 1996.

Sawell S.E., Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlén J., Hjelmar O., Kosson D., Van der Sloot H.A., Vehlow J.: *An international perspective on the characterisation and management of residues from MSW incinerators*, Biomass and Bioenergy, Volume 9, Issues 1-5, pg 377-386, 1995.

Schachermayer E., Bauer G., Ritter E. et. al.: *A material balance of the municipal solid waste incineration plant "Spittelau" via the residues from incineration*, Deutche Zusammenfassung, Wien, Monographie; band 56, März 1995.

Statistisk Sentralbyrå (SSB)a: *Avfallsstatistikk*, statistikk tilgjengelig online (<http://www.ssb.no/emner/01/05/>) pr 16.06.2003.

Statistisk Sentralbyrå (SSB)b: *Statistikkbanken*, statistikk over brutto nasjonalprodukt tilgjengelig online (http://www3.ssb.no/statistikkbanken/ny_fr.asp) pr 16.06.2003.

Sørum L.: Doktor Ingeniøravhandling, *Environmental Aspects of Municipal Solid Waste Incineration*, Institutt for Termisk Energi og Vannkraft, 2000:93, 2000.

Trondheim Energiverk (TEV): *Fjernvarme i Trondheim - for et bedre miljø*, 2001.

Vehlow J.: *Heavy metals in waste incineration*, presentasjon DAKOFA konferanse “Affaldsforbrænding under nye betingelser”, 6. september, 1993.

Vedlegg A : Beregninger utført i Matlab

Waste Projections

Dette scriptet er hentet fra avfallsmodellen som er en videreutvikling av arbeidet i Håvard Bergsdals diplomoppgave fra 2002, utført i MatLab av Anders H. Strømman og Håvard Bergsdal, og viser beregningene for fremskrivningene av befolkningsmengder og avfallsmengder for perioden 2002 - 2020.

```
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   Preparing Matrices for MN Waste Projections
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
```

```
WAM_C_CAP_k = zeros(17,1) ;
WAM_P_CAP_k = zeros(17,1) ;
WAM_S_CAP_k = zeros(17,1) ;
```

```
WAM_C_CAP_k = WAM_C_2002_k ./POP2002_k ;
WAM_P_CAP_k = WAM_P_2002_k ./POP2002_k ;
WAM_S_CAP_k = WAM_S_2002_k ./POP2002_k ;
```

```
for k = 16:17
    WAM_C_CAP_k(k) = 0;
    WAM_P_CAP_k(k) = 0;
    WAM_S_CAP_k(k) = 0;
end
```

```
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   MN Waste Projections
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
```

```
K = 17          ; % Location
T = 2020 - 2002; % Time Steps
F = 7           ; % Waste fractions
```

```
WAMP_C_k_t = zeros(K,T+1);
WAMP_P_k_t = zeros(K,T+1);
WAMP_S_k_t = zeros(K,T+1);
```

```
for k = 1:K
    WAMP_C_k_t(k,1) = WAM_C_2002_k(k);
    WAMP_P_k_t(k,1) = WAM_P_2002_k(k);
    WAMP_S_k_t(k,1) = WAM_S_2002_k(k);
end
```

```

for t = 1:T
    for k = 1:K
        WAMP_C_k_t(k,t+1) = POP2002_k(k)*(1+POPR_k(k))^t * (
WAM_C_CAP_k(k) + (18/1000)*t ) ;
        WAMP_P_k_t(k,t+1) = POP2002_k(k)*(1+POPR_k(k))^t * (
WAM_P_CAP_k(k)*(1+0.05)^t ) ;
        WAMP_S_k_t(k,t+1) = POP2002_k(k)*(1+POPR_k(k))^t * (
WAM_S_CAP_k(k)*(1+0.05)^t ) ;
    end
end

```

% Waste Amounts Mass Fractions

```

for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        for f = 1:F
            WAMF_C_f_k_t(f,k,t) = WAMP_C_k_t(k,t) .* FRAC_C_f(f);
            WAMF_P_f_k_t(f,k,t) = WAMP_P_k_t(k,t) .* FRAC_P_f(f);
        end
    end
end

```

% Waste Amounts Mass Fractions Incineration

```

for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        for f = 1:F
            WAMFI_C_f_k_t(f,k,t) = WAMF_C_f_k_t(f,k,t) .*
FRACI_f(f);
            WAMFI_P_f_k_t(f,k,t) = WAMF_P_f_k_t(f,k,t) .*
FRACI_f(f);
        end
    end
end

```

% Waste Amounts Mass Incineration

```

for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        WAMI_C_k_t(k,t) = 0;
        WAMI_P_k_t(k,t) = 0;
        for f = 1:7
            WAMI_C_k_t(k,t) = WAMFI_C_f_k_t(f,k,t) +
WAMI_C_k_t(k,t);
            WAMI_P_k_t(k,t) = WAMFI_P_f_k_t(f,k,t) +
WAMI_P_k_t(k,t);
        end
    end
end

```

% Waste Amounts Mass Fractions Landfilling

```
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        for f = 1:F
            WAMFL_C_f_k_t(f,k,t) = WAMF_C_f_k_t(f,k,t) .*
FRACL_f(f);
            WAMFL_P_f_k_t(f,k,t) = WAMF_P_f_k_t(f,k,t) .*
FRACL_f(f);
        end
    end
end
end
```

%Waste Amounts Mass Landfilling

```
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        WAML_C_k_t(k,t) = 0;
        WAML_P_k_t(k,t) = 0;
        for f = 1:7
            WAML_C_k_t(k,t) = WAMFL_C_f_k_t(f,k,t) +
WAML_C_k_t(k,t);
            WAML_P_k_t(k,t) = WAMFL_P_f_k_t(f,k,t) +
WAML_P_k_t(k,t);
        end
    end
end
end
```

% Waste Amounts Mass Fractions Composting

```
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        for f = 1:F
            WAMFC_C_f_k_t(f,k,t) = WAMF_C_f_k_t(f,k,t) .*
FRACC_f(f);
            WAMFC_P_f_k_t(f,k,t) = WAMF_P_f_k_t(f,k,t) .*
FRACC_f(f);
        end
    end
end
end
```

%Waste Amounts Mass Composting

```
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        WAMC_C_k_t(k,t) = 0;
        WAMC_P_k_t(k,t) = 0;
        for f = 1:7
            WAMC_C_k_t(k,t) = WAMFC_C_f_k_t(f,k,t) +
WAMC_C_k_t(k,t);
            WAMC_P_k_t(k,t) = WAMFC_P_f_k_t(f,k,t) +
WAMC_P_k_t(k,t);
        end
    end
end
```

```

    end
end

% Waste Amounts Mass Fractions Material Recovery
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        for f = 1:F
            WAMFR_C_f_k_t(f,k,t) = WAMF_C_f_k_t(f,k,t) .*
FRACR_f(f);
            WAMFR_P_f_k_t(f,k,t) = WAMF_P_f_k_t(f,k,t) .*
FRACR_f(f);
        end
    end
end
end

```

```

%Waste Amounts Mass Material Recovery
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        WAMR_C_k_t(k,t) = 0;
        WAMR_P_k_t(k,t) = 0;
        for f = 1:7
            WAMR_C_k_t(k,t) = WAMFR_C_f_k_t(f,k,t) +
WAMR_C_k_t(k,t);
            WAMR_P_k_t(k,t) = WAMFR_P_f_k_t(f,k,t) +
WAMR_P_k_t(k,t);
        end
    end
end
end

```

```

% Waste Amounts Mass Fractions Other
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        for f = 1:F
            WAMFO_C_f_k_t(f,k,t) = WAMF_C_f_k_t(f,k,t) .*
FRACO_f(f);
            WAMFO_P_f_k_t(f,k,t) = WAMF_P_f_k_t(f,k,t) .*
FRACO_f(f);
        end
    end
end
end

```

```

%Waste Amounts Mass Other
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        WAMO_C_k_t(k,t) = 0;
        WAMO_P_k_t(k,t) = 0;
        for f = 1:7

```

```

        WAMO_C_k_t(k,t) = WAMFO_C_f_k_t(f,k,t) +
WAMO_C_k_t(k,t);
        WAMO_P_k_t(k,t) = WAMFO_P_f_k_t(f,k,t) +
WAMO_P_k_t(k,t);
    end
end
end

% Waste Amounts Mass Fractions Dumping
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        for f = 1:F
            WAMFD_C_f_k_t(f,k,t) = WAMF_C_f_k_t(f,k,t) .*
FRACD_f(f);
            WAMFD_P_f_k_t(f,k,t) = WAMF_P_f_k_t(f,k,t) .*
FRACD_f(f);
        end
    end
end

%Waste Amounts Mass Dumping
for t = 1:T+1
    for k = 1:K
        WAMD_C_k_t(k,t) = 0;
        WAMD_P_k_t(k,t) = 0;
        for f = 1:7
            WAMD_C_k_t(k,t) = WAMFD_C_f_k_t(f,k,t) +
WAMD_C_k_t(k,t);
            WAMD_P_k_t(k,t) = WAMFD_P_f_k_t(f,k,t) +
WAMD_P_k_t(k,t);
        end
    end
end
end

```

Transport- and Flow Projections

Dette scriptet er hentet fra avfallsmodellen som er en videreutvikling av arbeidet i Håvard Bergsdals diplomoppgave fra 2002, utført i MatLab av Anders H. Strømman og Håvard Bergsdal, og viser hvordan avfallsmengdene er fordelt på de forskjellige behandlingsmåtene forbrenning, deponering (indeks L for landfilling), kompostering (indeks C for composting), materialgjenvinning (indeks R for recovery), annet (indeks O for other) og dumping (indeks D

for dumping). Scriptet viser videre flyten av avfallet for de to scenariene (central - sentralisert forbrenning og local - desentralisert forbrenning), og transportberegninger for denne avfallsflyten.

```

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   MN Flow and Transport Projections
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

```

```

WAMP_CP_k_t = WAMI_C_k_t + WAMI_P_k_t;
WAMPL_CP_k_t = WAML_C_k_t + WAML_P_k_t;
WAMPC_CP_k_t = WAMC_C_k_t + WAMC_P_k_t;
WAMPR_CP_k_t = WAMR_C_k_t + WAMR_P_k_t;
WAMPO_CP_k_t = WAMO_C_k_t + WAMO_P_k_t;
WAMPD_CP_k_t = WAMD_C_k_t + WAMD_P_k_t;

```

% Projection of Waste and Treatment

```

TREAT = zeros(17,19,7);

TREAT(:, :, 1) = WAMP_CP_k_t;
TREAT(:, :, 2) = WAMPL_CP_k_t;
TREAT(:, :, 3) = WAMPC_CP_k_t;
TREAT(:, :, 4) = WAMPR_CP_k_t;
TREAT(:, :, 5) = WAMPO_CP_k_t;
TREAT(:, :, 6) = WAMPD_CP_k_t;
TREAT(:, :, 7) = TREAT(:, :, 1) + TREAT(:, :, 2) + TREAT(:, :, 3) +
TREAT(:, :, 4) + TREAT(:, :, 5) + TREAT(:, :, 6);

```

```

TREAT_t_tr = zeros(19,7);

    for tr = 1:7;
        for t = 1:19
            TREAT_t_tr(t,tr) = 0;
            for k = 1:17;
                TREAT_t_tr(t,tr) = TREAT_t_tr(t,tr) + TREAT(k,t,tr);
            end
        end
    end
end

```

% Centralized Scenario Waste Flows

```

% WFL Waste Flows
    for t = 1:9

```

```

    WFL_C_CP_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_C_CP_2002_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_CP_k_t(:, t));
    WFL_C_S_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_C_S_2002_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_S_k_t(:, t));
end

```

```

    for t = 10:T+1
        WFL_C_CP_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_C_CP_2010_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_CP_k_t(:, t)) ;
        WFL_C_S_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_C_S_2010_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_S_k_t(:, t)) ;
    end

```

% Local(Distributed) Scenario Waste Flows

```

% WFL Waste Flows

```

```

    for t = 1:9
        WFL_L_CP_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_L_CP_2002_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_CP_k_t(:, t));
        WFL_L_S_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_L_S_2002_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_S_k_t(:, t));
    end

```

```

    for t = 10:T+1
        WFL_L_CP_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_L_CP_2010_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_CP_k_t(:, t)) ;
        WFL_L_S_kf_kt_t(:, :, t) = WCM_L_S_2010_kf_kt(:, :, :)' * di-
ag(WAMP_S_k_t(:, t)) ;
    end

```

% Calculation of Transport Annual TonKiloMeters

```

% TKM = Ton KiloMeters

```

```

for kt = 1:K

```

```

    for kf = 1:K

```

```

        for t = 1:T+1

```

```

            TKM_C_CP_kt_kf_t(kt, kf, t) = WFL_C_CP_kf_kt_t(kt, kf, t)

```

```

* DIST_kf_kt(kt, kf) ;

```

```

            TKM_C_S_kt_kf_t(kt, kf, t) = WFL_C_S_kf_kt_t(kt, kf, t)

```

```

* DIST_kf_kt(kt, kf) ;

```

```

            TKM_L_CP_kt_kf_t(kt, kf, t) = WFL_L_CP_kf_kt_t(kt, kf, t)

```

```

* DIST_kf_kt(kt, kf) ;

```

```

            TKM_L_S_kt_kf_t(kt, kf, t) = WFL_L_S_kf_kt_t(kt, kf, t)

```

```

* DIST_kf_kt(kt, kf) ;

```

```

        end

```

```

    end

```

```

end

```

% Calculation of Total Transport scenarios for each year

```

for t = 1:T+1

```



```

TKM_C_CP_t(t) = 0 ;
TKM_C_S_t(t) = 0 ;
TKM_L_CP_t(t) = 0 ;
TKM_L_S_t(t) = 0 ;
    for kt = 1:K
        for kf = 1:K
            TKM_C_CP_t(t) = TKM_C_CP_kt_kf_t(kt,kf,t) +
TKM_C_CP_t(t) ;
            TKM_C_S_t(t) = TKM_C_S_kt_kf_t(kt,kf,t) + TKM_C_S_t(t)
;
            TKM_L_CP_t(t) = TKM_L_CP_kt_kf_t(kt,kf,t) +
TKM_L_CP_t(t) ;
            TKM_L_S_t(t) = TKM_L_S_kt_kf_t(kt,kf,t) + TKM_L_S_t(t)
;
        end
    end
end
end

```

Restprodukter og Elementstudie

Dette scriptet er utarbeidet som en del av denne studien. Her er det tatt utgangspunkt i de totale avfallsmengdene som går til forbrenning i modellen slik den er definert hittil. Denne avfallsmengden er fordelt etter en fordelingsnøkkel som viser hvor store andeler totalt som genereres av restproduktene bunnaske, filteraske/filterkake og røykgass. Deretter følger elementstudien hvor innholdet av interessante elementer er beregnet for de totale avfallsmengdene som går til forbrenning, basert på litteraturstudien over sammensetning av avfall og innhold av potensielle miljøskadelige elementer.

% Distribution over emission path

```

WAMP_CP_k_t_p = zeros(17,19,3);

for k = 1:17
    for t = 1:19
        for p = 1:3
            WAMP_CP_k_t_p(k,t,p) = WAMP_CP_k_t(k,t) * PATH_p(p);
        end
    end
end

% Waste Amount Input (per element)
WAMP_CP_k_t_e = zeros(17,19,22);

for k = 1:17
    for t = 1:19
        for e = 1:22
            WAMP_CP_k_t_e(k,t,e) = WAMP_CP_k_t(k,t) * INPUT_e(e);
        end
    end
end

% Element Amount pr. Path
EAM_CP_k_t_e_p = zeros(17,19,22,3);

for k = 1:17
    for t = 1:19
        for e = 1:22
            for p = 1:3
                EAM_CP_k_t_e_p(k,t,e,p) = WAMP_CP_k_t_e(k,t,e) *
ELD_p(p,e);
            end
        end
    end
end

% Element Amount summarized over k
for t = 1:19
    for e = 1:22
        for p = 1:3
            EAM_CP_t_e_p(t,e,p) = sum(EAM_CP_k_t_e_p(:,t,e,p));
        end
    end
end

% Element Amount summarized over path p
for t = 1:19

```

```

    for e = 1:22
        EAM_CP_t_e(t,e) = sum(EAM_CP_t_e_p(t,e,:));
    end
end

% Element Amount summarized over element e
for t = 1:19
    for p = 1:3
        EAM_CP_t_p(t,p) = sum(EAM_CP_t_e_p(t,:,p));
    end
end

% Path distribution summarized over municipality k
for t = 1:19
    for p = 1:3
        WAMP_CP_t_p(t,p) = sum (WAMP_CP_k_t_p(:,t,p));
    end
end

```

Transport av restprodukter Scenario A

Dette scriptet er utarbeidet som en del av denne studien. Scriptet inneholder beregninger av det totale transportbehovet og tilhørende potensielle miljøpåvirkninger som følger av transporten av bunnaske til Heggstadmoen og filteraske/filterkake til Langøya.

```

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   Transport Calculations Scenario A   %
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

```

```

% Generation of residuals from incineration Scenario C

```

```

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        for p = 1:3
            WFL_C_CP_P_kt_t_p(kt,t,p) = WFL_C_CP_kt_t(kt,t) *
PATH_p(p);
        end
    end
end

% TRANSPORT CALCULATIONS BOTTOM ASH

% Bottom ash generated from incineration

WFL_C_CP_PB_kt_t_p = WFL_C_CP_P_kt_t_p(:, :, 1);

% Transport demand bottom ash disposal (Heggstadmoen)

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        Tr_Dem_BA_kt_t(kt,t) = Dist_Hegg(kt) .*
WFL_C_CP_PB_kt_t_p(kt,t);
    end
end

% Total transport demand bottom ash (summarized over kt)

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        Tot_Tr_Dem_BA_t(t) = sum(Tr_Dem_BA_kt_t(:,t));
    end
end

% Equivalentents from transport demand bottom ash
for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        EQV_Tr_BA_ipc_t(ipc,t) = TI_ipc(ipc) * Tot_Tr_Dem_BA_t(t);
    end
end

% TRANSPORT CALCULATIONS FILTER ASH/FILTER CAKE

% Filter ash/filter cake generated from incineration

WFL_C_CP_PF_kt_t_p = WFL_C_CP_P_kt_t_p(:, :, 2);

% Transport demand filter ash/filter cake disposal (Langøya)

```

```

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        Tr_Dem_FA_kt_t(kt,t) = Dist_Lang(kt) .*
WFL_C_CP_PF_kt_t_p(kt,t);
    end
end

% Total transport demand filter ash/filter cake (summarized over
kt)
%
for kt = 1:17
    for t = 1:19
        Tot_Tr_Dem_FA_t(t) = sum(Tr_Dem_FA_kt_t(:,t));
    end
end

% Equivalentents from transport demand filter ash/filter cake

for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        EQV_Tr_FA_ipc_t(ipc,t) = TI_ipc(ipc) * Tot_Tr_Dem_FA_t(t);
    end
end
end

```

Avhending av restproduktene Scenario A

Dette scriptet er utarbeidet som en del av denne studien. Scriptet viser hvordan de potensielle miljøpåvirkningene i ekvivalenter er beregnet for deponeringen av bunnaske på Heggstadmoen og filteraske/filterkake på Langøya.

```

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   Bottom ash disposal Heggstadmoen   %
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

```

```

% Bottom ash from central incineration

```

```

WFL_C_CP_PB_kt_t_p = WFL_C_CP_P_kt_t_p(:, :, 1);

```

```

% Element amounts in bottom ash

```

```

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        for e = 1:22
            WFL_C_EBA_kt_t_e(kt,t,e) = WFL_C_CP_PB_kt_t_p(kt,t)
* INPUT_e(e);
            end
        end
    end
end

% Element amounts summarized over kt

for kt = 1:17
    for e = 1:22
        for t = 1:19
            WFL_C_EBtot_e_t(e,t) = sum(WFL_C_EBA_kt_t_e(:,t,e));
        end
    end
end

% Element amount available for leachate production from bottom
ash

for e =1:22
    for t = 1:19
        WFL_C_EBLEach_e_t(e,t) = ELeach_e(e) .*
WFL_C_EBtot_e_t(e,t);
    end
end

% Equivalents from leachate of bottom ash (Heggstadmoen)

for ipc = 1:10
    for e = 1:22
        for t = 1:19
            EQV_BA_Leach_ipc_e_t(ipc,e,t) = EQV_BA_ipc_e(ipc,e)
* WFL_C_EBLEach_e_t(e,t);
        end
    end
end

% Total equivalents b.a. leachate summarized over element (e)

for ipc = 1:10
    for e = 1:22
        for t = 1:19
            EQV_BA_LEACH_ipc_t(ipc,t) =
sum(EQV_BA_Leach_ipc_e_t(ipc,:,t));
        end
    end
end

```

```

end

% Total equivalents b.a. leachate multiplied by 1000 (per kg ->
per ton)

for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        EQV_BA_LEACH_T_ipc_t(ipc,t) = EQV_BA_LEACH_ipc_t(ipc,t)
.* 1000;
    end
end

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   Filter ash/filter cake disposal Langøya
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

% Filter ash/filter cake from central incineration

WFL_C_CP_FA_kt_t_p = WFL_C_CP_P_kt_t_p(:, :, 2);

% Filter ash/filter cake summarized over kt

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        WFL_C_CP_FA_t(t) = sum(WFL_C_CP_FA_kt_t_p(:, t));
    end
end

% Allocated equivalents from disposal Langøya (Eqv pr tonns)

for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        EQV_FA_Lang_ipc_t(ipc,t) = EQV_Lang_ipc(ipc) .*
WFL_C_CP_FA_t(t);
    end
end

```

Transport av restproduktene Scenario B

Dette scriptet er utarbeidet som en del av denne studien. Scriptet viser hvordan det totale transportbehovet og tilhørende potensielle miljøpåvirkninger er beregnet for transporten av bunnsaske/filteraske/filterkake til vitriferingsanlegget på Lilleby.

```
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%                                                                    %
%   Transport calculations scenario B   %
%                                                                    %
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

% Generation of residuals from incineration Scenario L

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        for p = 1:3
            WFL_L_CP_P_kt_t_p(kt,t,p) = WFL_L_CP_kt_t(kt,t) *
PATH_p(p);
        end
    end
end
end
```



```
% Bottom ash from incineration
```

```
WFL_L_CP_PB_kt_t_p = WFL_L_CP_P_kt_t_p(:, :, 1);
```

```
% Filter ash/filter cake from incineration
```

```
WFL_L_CP_PF_kt_t_p = WFL_L_CP_P_kt_t_p(:, :, 2);
```

```
% Bottom ash and filter ash/filter cake summarized (combined ashes)
```

```
WFL_L_CP_PBF_kt_t_p = WFL_L_CP_PB_kt_t_p + WFL_L_CP_PF_kt_t_p;
```

```
% Combined ashes summarized over kt
```

```
for kt = 1:17
    for t = 1:19
        WFL_L_CP_PBF_t(t) = sum(WFL_L_CP_PBF_kt_t_p(:, t));
    end
end
```

```
% Transport demand combined ashes to new treatment site (Lilleby, Trondheim)
```

```
for kt = 1:17
    for t = 1:19
        Tr_Dem_BF_kt_t(kt, t) = Dist_Lill(kt) .*
WFL_L_CP_PBF_kt_t_p(kt, t);
    end
end
```

```
% Total transport demand combined ashes to new treatment site (summarized over kt)
```

```
for kt = 1:17
    for t = 1:19
        Tot_Tr_Dem_BF_t(t) = sum(Tr_Dem_BF_kt_t(:, t));
    end
end
```

```
% Equivalent from transport demand combined ashes
```

```
for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        EQV_Tr_BF_ipc_t(ipc, t) = TI_ipc(ipc) * Tot_Tr_Dem_BF_t(t);
    end
end
```

Behandling av restproduktene Scenario B

Dette scriptet er utarbeidet som en del av denne studien. Scriptet viser beregningene av de potensielle miljøpåvirkningene som følger av behandlingen av bunnaske/filteraske/filterkake i vitriferingsanlegget på Lilleby.

```
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   Vitrification of combined ashes Lilleby   %
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

% Bottom ash and filter ask/filter cake from local incineration

WFL_L_CP_PBF_kt_t_p = WFL_L_CP_PB_kt_t_p + WFL_L_CP_PF_kt_t_p;

% Combined ashes summarized over kt

for kt = 1:17
    for t = 1:19
        WFL_L_CP_PBF_t(t) = sum(WFL_L_CP_PBF_kt_t_p(:,t));
    end
end

% Equivalents from vitrification of combined ashes
```

```

for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        EQV_VitroArc_ipc_t(ipc,t) = EQV_VitroArc_ipc(ipc) *
WFL_L_CP_PBF_t(t);
    end
end
end

```

Potensielle miljøpåvirkninger fra scenariene

Dette scriptet er hentet fra avfallsmodellen som er en videreutvikling av arbeidet i Håvard Bergsdals diplomoppgave fra 2002, utført i MatLab av Anders H. Strømman og Håvard Bergsdal. Scriptet viser hvordan de potensielle miljøpåvirkningene fra selve forbrenningsprosessene, transporten av avfallet til anleggene og konstruksjonen av anleggene er beregnet. Scriptet er imidlertid utvidet som en del av denne studien til å også inneholde de nye delprosessene som inngår i avhendingen av restproduktene, dvs. transport, deponering, behandling og anleggskonstruksjon som skyldes restproduktene som genereres i regionen. Scriptet gir de totale potensialene for miljøpåvirkning for begge scenariene samlet, hvor alle delprosesser inngår i begge scenarier.

```

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
%   Assessment of Incinerator operation
%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

% (ipc,t) = (ipc,tec) * (tec,t)
% POI = Plant Operation Impact

POI_C_CP_ipc_t = POI_ipc_tec * IPWA_C_CP_tec_t      ;
POI_C_S_ipc_t  = POI_ipc_tec * IPWA_C_S_tec_t      ;
POI_L_CP_ipc_t = POI_ipc_tec * IPWA_L_CP_tec_t      ;

```



```
TAM_C(:, :, 6) = POC_C_S_ipc_t;
TAM_C(:, :, 7) = TAM_C(:, :, 1) + TAM_C(:, :, 2) + TAM_C(:, :, 3) +
TAM_C(:, :, 4) + TAM_C(:, :, 5) + TAM_C(:, :, 6);
```

```
for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        POC_L_S_ipc_t(ipc,t) = 0;
    end
end
TAM_L = zeros(10,19,7);
TAM_L(:, :, 1) = POI_L_CP_ipc_t;
TAM_L(:, :, 2) = POI_L_S_ipc_t;
TAM_L(:, :, 3) = PCI_L_ipc_t;
TAM_L(:, :, 4) = TI_L_CP_ipc_t;
TAM_L(:, :, 5) = TI_L_S_ipc_t;
TAM_L(:, :, 6) = POC_L_S_ipc_t;
TAM_L(:, :, 7) = TAM_L(:, :, 1) + TAM_L(:, :, 2) + TAM_L(:, :, 3) +
TAM_L(:, :, 4) + TAM_L(:, :, 5) + TAM_L(:, :, 6);
```

```
% (TAM_L(:, :, 6) is 0 and exists for giving the same dimen-
sions as TAM_C.
% Used in RATIO in "Assessment".)
```

```
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%
% Generation of Cummulative Assessment Matrix
%
```

```
% TAMCUM = Total Assessment Matrix Cumulative
```

```
TAMCUM_C = TAM_C;
TAMCUM_L = TAM_L;

for ipc = 1:10
    for t = 1:18
        for p = 1:7
            TAMCUM_C(ipc,t+1,p) = TAM_C(ipc,t+1,p) +
TAMCUM_C(ipc,t,p) ;
        end
    end
end
```

```

for ipc = 1:10
    for t = 1:18
        for p = 1:7
            TAMCUM_L(ipc,t+1,p) = TAM_L(ipc,t+1,p) +
TAMCUM_L(ipc,t,p) ;
        end
    end
end
end

```

```

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

```

```

%

```

```

% Assembly of Total Assessment Matrix

```

```

%

```

```

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%

```

```

% TAM = Total Assessment Matrix

```

```

% Scenario A (centralized)

```

```

TAM_C_T = zeros(10,19,11);

```

```

TAM_C_T(:, :, 1) = POI_C_CP_ipc_t;

```

```

TAM_C_T(:, :, 2) = POI_C_S_ipc_t;

```

```

TAM_C_T(:, :, 3) = PCI_C_ipc_t;

```

```

TAM_C_T(:, :, 4) = TI_C_CP_ipc_t;

```

```

TAM_C_T(:, :, 5) = TI_C_S_ipc_t;

```

```

TAM_C_T(:, :, 6) = POC_C_S_ipc_t;

```

```

TAM_C_T(:, :, 7) = EQV_Tr_BA_ipc_t(ipc,t);

```

```

TAM_C_T(:, :, 8) = EQV_Tr_FA_ipc_t(ipc,t);

```

```

TAM_C_T(:, :, 9) = EQV_BA_LEACH_T_ipc_t(ipc,t);

```

```

TAM_C_T(:, :, 10) = EQV_FA_Lang_ipc_t(ipc,t);

```

```

TAM_C_T(:, :, 11) = TAM_C_T(:, :, 1) + TAM_C_T(:, :, 2) +
TAM_C_T(:, :, 3) + TAM_C_T(:, :, 4) + TAM_C_T(:, :, 5) +
TAM_C_T(:, :, 6) + TAM_C_T(:, :, 7) + TAM_C_T(:, :, 8) +
TAM_C_T(:, :, 9) + TAM_C_T(:, :, 10);

```

```

% Total assessment all processes summarized

```

```
TAM_C_Tot = POI_C_CP_ipc_t + POI_C_S_ipc_t + PCI_C_ipc_t +
TI_C_CP_ipc_t + TI_C_S_ipc_t + POC_C_S_ipc_t + EQV_Tr_BA_ipc_t
+ EQV_Tr_FA_ipc_t + EQV_BA_LEACH_T_ipc_t + EQV_FA_Lang_ipc_t;
```

% Scenario B (local)

```
for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        POC_L_S_ipc_t(ipc,t) = 0;
    end
end
end
```

```
TAM_L_T = zeros(10,19,9);
```

```
TAM_L_T(:,:,1) = POI_L_CP_ipc_t;
TAM_L_T(:,:,2) = POI_L_S_ipc_t;
TAM_L_T(:,:,3) = PCI_L_ipc_t;
TAM_L_T(:,:,4) = TI_L_CP_ipc_t;
TAM_L_T(:,:,5) = TI_L_S_ipc_t;
TAM_L_T(:,:,6) = POC_L_S_ipc_t;
TAM_L_T(:,:,7) = EQV_Tr_BF_ipc_t(ipc,t);
TAM_L_T(:,:,8) = EQV_VitroArc_ipc_t(ipc,t);
TAM_L_T(:,:,9) = TAM_L_T(:,:,1) + TAM_L_T(:,:,2) +
TAM_L_T(:,:,3) + TAM_L_T(:,:,4) + TAM_L_T(:,:,5) +
TAM_L_T(:,:,6) + TAM_L_T(:,:,7) + TAM_L_T(:,:,8);
```

% (TAM_L(:,:,6) is 0 and exists for giving the same dimensions as TAM_C.

% Used in RATIO in "Assessment".)

% Total assessment all processes summarized

```
TAM_L_Tot = POI_L_CP_ipc_t + POI_L_S_ipc_t + PCI_L_ipc_t +
TI_L_CP_ipc_t + TI_L_S_ipc_t + POC_L_S_ipc_t + EQV_Tr_BF_ipc_t
+ EQV_VitroArc_ipc_t;
```

%%%

%

% Generation of Cummulative Assessment Matrix

%

%%%

% TAMCUM = Total Assessment Matrix Cumulative

```

TAMCUM_C_T = TAM_C_T;
TAMCUM_L_T = TAM_L_T;

for ipc = 1:10
    for t = 1:18
        for p = 1:10
            TAMCUM_C_T(ipc,t+1,p) = TAM_C_T(ipc,t+1,p) +
TAMCUM_C_T(ipc,t,p) ;
        end
    end
end

% TAMCUM all processes summarized
for ipc = 1:10
    for t = 1:19
        for p = 1:10
            TAMCUM_C_Tot = sum(TAMCUM_C_T(ipc,t,:));
        end
    end
end

for ipc = 1:10
    for t = 1:18
        for p = 1:8
            TAMCUM_L_T(ipc,t+1,p) = TAM_L_T(ipc,t+1,p) +
TAMCUM_L_T(ipc,t,p) ;
        end
    end
end
end

```


Vedlegg B: Statistisk regresjonsanalyse

Statistisk Regresjonsanalyse

Dette vedlegget viser hvordan den statistiske regresjonen er utført i programmet MinTab. Denne regresjonen ble utført for å anta transferkoeffisientene til de stoffene det ikke fantes literaturdata for.

Regression Analysis: Coeff1 versus Tb; Tm; M; Cp

The regression equation is

$$\text{Coeff1} = 4,8 + 3,79 \text{ Tb} - 3,03 \text{ Tm} - 2,03 \text{ M} - 3,23 \text{ Cp}$$

Predictor	Coef	SE Coef	T	P
Constant	4,82	17,81	0,27	0,812
Tb	3,789	2,789	1,36	0,307
Tm	-3,027	3,452	-0,88	0,473
M	-2,025	1,686	-1,20	0,353
Cp	-3,226	8,897	-0,36	0,752

$$S = 0,3148 \quad R\text{-Sq} = 87,8 \% \quad R\text{-Sq}(\text{adj}) = 63,5 \%$$

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	4	1,42966	0,35741	3,61	0,229
Residual Error	2	0,19817	0,09908		
Total	6	1,62782			

Best Subsets Regression: Coeff1 versus Tb; Tm; M; Cp

Response is Coeff1

Vars	R-Sq	R-Sq(adj)	C-p	S	T	T	C	
					b	m	M	p
1	75,4	70,5	1,0	0,28310		X		
1	69,7	63,6	2,0	0,31406	X			
2	82,2	73,3	1,9	0,26903	X		X	
2	76,5	64,8	2,9	0,30914		X		X
3	87,0	74,1	3,1	0,26532	X	X	X	
3	83,1	66,3	3,8	0,30241	X		X	X
4	87,8	63,5	5,0	0,31477	X	X	X	X

Regression Analysis: Coeff2 versus Tb; Tm; M; Cp

The regression equation is

$$\text{Coeff2} = 27,5 - 2,56 \text{ Tb} - 0,38 \text{ Tm} + 0,51 \text{ M} - 14,1 \text{ Cp}$$

Predictor	Coef	SE Coef	T	P
Constant	27,49	27,62	1,00	0,424
Tb	-2,560	4,324	-0,59	0,614
Tm	-0,379	5,353	-0,07	0,950
M	0,515	2,614	0,20	0,862
Cp	-14,13	13,80	-1,02	0,413

$$S = 0,4881 \quad R\text{-Sq} = 80,5 \% \quad R\text{-Sq}(\text{adj}) = 41,5 \%$$

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	4	1,9676	0,4919	2,06	0,352
Residual Error	2	0,4765	0,2382		
Total	6	2,4441			

Best Subsets Regression: Coeff2 versus Tb; Tm; M; Cp

Response is Coeff2

Vars	R-Sq	R-Sq(adj)	C-p	S	T b	T m	C M	C p
1	52,5	43,0	1,9	0,48188	X			
1	46,6	36,0	2,5	0,51074	X			
2	70,2	55,3	2,1	0,42684	X		X	
2	69,9	54,8	2,1	0,42912		X	X	
3	80,5	60,9	3,0	0,39903	X	X	X	
3	80,1	60,3	3,0	0,40237	X	X	X	
4	80,5	41,5	5,0	0,48809	X	X	X	X

Regression Analysis: Coeff3 versus Tb; Tm; M; Cp

The regression equation is

$$\text{Coeff3} = - 8,4 - 3,29 \text{ Tb} + 1,95 \text{ Tm} + 1,83 \text{ M} + 5,46 \text{ Cp}$$

Predictor	Coef	SE Coef	T	P
Constant	-8,39	14,57	-0,58	0,623
Tb	-3,290	2,282	-1,44	0,286
Tm	1,950	2,825	0,69	0,561
M	1,833	1,380	1,33	0,315
Cp	5,457	7,281	0,75	0,532

$$S = 0,2576 \quad R\text{-Sq} = 96,8 \% \quad R\text{-Sq}(\text{adj}) = 90,3 \%$$

Analysis of Variance

Source	DF	SS	MS	F	P
Regression	4	3,97926	0,99482	14,99	0,063
Residual Error	2	0,13269	0,06635		
Total	6	4,11195			

Best Subsets Regression: Coeff3 versus Tb; Tm; M; Cp

Response is Coeff3

Vars	R-Sq	R-Sq(adj)	C-p	S	T b	T m	C M	C p
1	93,4	92,1	1,1	0,23269		X		
1	85,4	82,5	6,0	0,34634	X			
2	95,8	93,7	1,6	0,20799	X		X	
2	93,8	90,7	2,9	0,25291	X	X		
3	96,0	92,0	3,5	0,23403	X		X	X
3	95,9	91,7	3,6	0,23802	X	X	X	
4	96,8	90,3	5,0	0,25758	X	X	X	X

Vedlegg C: Utslipp fra prosesser som inngår i scenariene

Tabell C-1: Utslipp forbundet med forbrenning av 1 kg avfall ved Heimdal Varmesentral (Trondheim Energi-
verk, 2001).

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	ng	944
Cd	Luft	µg	10
CO	Luft	mg	330
CO ₂	Luft	g	133
Cr	Luft	µg	13,6
Cu	Luft	µg	320
dioxin (TEQ)	Luft	ng	4,11
dust (PM ₁₀)	Luft	mg	91,1
HCl	Luft	mg	5,56
HF	Luft	µg	480
Hg	Luft	µg	110
Mn	Luft	µg	5,83
Ni	Luft	µg	35,4
NO _x (as NO ₂)	Luft	g	2,22
Pb	Luft	µg	11,7
SO ₂	Luft	g	1,47
VOC	Luft	mg	28,9
Cd	Vann	ng	490
Cl ₂	Vann	g	3,76
Hg	Vann	ng	460
Pb	Vann	µg	3,69
sulphate	Vann	mg	220
suspended substances	Vann	mg	7,97

Tabell C-2: Utslipp forbundet med forbrenning av 1 kg avfall ved småskala forbrenningsanlegg for vanlig
avfall (Skjæveland, R., 2000).

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	ng	350
Cd	Luft	ng	280
CO	Luft	mg	35
CO2	Luft	g	133
cobalt	Luft	ng	700
Cr	Luft	µg	2,1
Cu	Luft	µg	2,1
dioxin (TEQ)	Luft	pg	210
dust (PM10)	Luft	mg	7
HCl	Luft	mg	32,9
HF	Luft	µg	21
Hg	Luft	µg	56
Mn	Luft	µg	2,1
Ni	Luft	µg	2,1
NOx (as NO2)	Luft	mg	497
Pb	Luft	ng	700
Sb	Luft	ng	700
Sn	Luft	ng	210
SOx (as SO2)	Luft	mg	71,4
TI	Luft	ng	140
V	Luft	ng	700

Tabell C-3: Utslipp forbundet med forbrenning av 1 kg spesialavfall i Brevik (Statens Forurensningstilsyn, 2001)

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	µg	200
Cd	Luft	mg	6,73
Cl ₂	Luft	mg	94,4
CO ₂	Luft	g	133
Cr	Luft	mg	9,87
Cu	Luft	mg	8,78
dioxin (TEQ)	Luft	ng	3,68
dust (PM _{2.5})	Luft	g	2,64
fluoride	Luft	mg	94,4
HCl	Luft	mg	620
HF	Luft	mg	10,5
Hg	Luft	µg	280
NO _x	Luft	g	78,3
Pb	Luft	mg	2,81
SO ₂	Luft	g	18,6
VOC	Luft	mg	570
oil	Vann	mg	5,66
TOC	Vann	mg	29

Tabell C-4: Utslipp forbundet med behandling av 1 kg spesialavfall på Langøya (Statens Forurensningstilsyn, 2001).

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
CO ₂	Luft	g	66,2
NO _x	Luft	µg	180

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Vann	µg	13,3
Ba (sea)	Vann	µg	240
Cd	Vann	µg	14
Co (sea)	Vann	µg	39,9
Cr	Vann	ng	740
Cu (sea)	Vann	µg	65
cyanide	Vann	µg	7,76
dioxins (TEQ) (sea)	Vann	pg	14,8
Fe	Vann	mg	2,42
Hg (sea)	Vann	ng	73,9
Mn	Vann	mg	9,27
Mo (sea)	Vann	µg	17,4
Ni (sea)	Vann	µg	230
nitrogen (sea)	Vann	mg	34,4
PAH (sea)	Vann	µg	1,29
Pb (sea)	Vann	µg	5,91
phenol (sea)	Vann	µg	4,07
Sn (sea)	Vann	µg	2,22
tributyltin	Vann	ng	1,48
V (sea)	Vann	ng	220
Zn (sea)	Vann	µg	260

Tabell C-5: Utslipp forbundet med forbrenning av 1 kg spesialavfall i småskala forbrenningsanlegg (EnviroArc Technologies AS, 2002).

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	ng	126
Cd	Luft	ng	175

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
CO	Luft	mg	350
CO2	Luft	g	133
cobalt	Luft	ng	236
Cr	Luft	µg	1,84
Cu	Luft	µg	43
dioxin (TEQ)	Luft	pg	350
dust (PM10)	Luft	mg	7
HCl	Luft	mg	1,4
HF	Luft	µg	420
Hg	Luft	µg	7
Mn	Luft	ng	787
Ni	Luft	µg	4,72
NOx (as NO2)	Luft	mg	560
Pb	Luft	ng	126
Sb	Luft	ng	236
Sn	Luft	µg	1,57
SO2	Luft	mg	350
TI	Luft	ng	84
V	Luft	ng	73,5
VOC	Luft	µg	140
Cd	Vann	ng	887
Cl-	Vann	g	2,85
Hg	Vann	ng	373
Pb	Vann	µg	8,87
suspended substances	Vann	mg	1,73

Tabell C-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport, hentet fra SimaPro 5.0s databasemateriale.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
baryte	Råvareuttak	mg	286
bauxite	Råvareuttak	mg	607
bentonite	Råvareuttak	mg	82,4

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
chromium (in ore)	Råvareuttak	mg	22,6
clay	Råvareuttak	g	1,24
coal ETH	Råvareuttak	g	12,1
cobalt (in ore)	Råvareuttak	ng	147
copper (in ore)	Råvareuttak	mg	34
crude oil ETH	Råvareuttak	g	64,8
gravel	Råvareuttak	g	192
iron (in ore)	Råvareuttak	g	6,11
lead (in ore)	Råvareuttak	mg	193
lignite ETH	Råvareuttak	g	6,74
manganese (in ore)	Råvareuttak	mg	9,44
marl	Råvareuttak	g	6,59
methane (kg) ETH	Råvareuttak	mg	91,5
molybdene (in ore)	Råvareuttak	ng	45
natural gas ETH	Råvareuttak	cu.in	100
nickel (in ore)	Råvareuttak	mg	12,2
palladium (in ore)	Råvareuttak	ng	53,1
petroleum gas ETH	Råvareuttak	cu.in	270
platinum (in ore)	Råvareuttak	ng	64,2
potential energy water ETH	Råvareuttak	kJ	36
reservoir content ETH	Råvareuttak	cm3y	773
rhenium (in ore)	Råvareuttak	ng	45,8
rhodium (in ore)	Råvareuttak	ng	57,3
rock salt	Råvareuttak	g	2,6
sand	Råvareuttak	mg	180
silver (in ore)	Råvareuttak	µg	197
tin (in ore)	Råvareuttak	µg	109
turbine water ETH	Råvareuttak	l	188
uranium (in ore) ETH	Råvareuttak	µg	467
water	Råvareuttak	kg	1,55
wood (dry matter) ETH	Råvareuttak	mg	600
zinc (in ore)	Råvareuttak	mg	2,52
acetaldehyde	Luft	µg	14,6
acetic acid	Luft	µg	65,2
acetone	Luft	µg	14,5

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
acrolein	Luft	ng	88,6
Al	Luft	µg	464
aldehydes	Luft	ng	373
alkanes	Luft	mg	1,58
alkenes	Luft	µg	75
ammonia	Luft	µg	173
As	Luft	µg	62,5
B	Luft	µg	266
Ba	Luft	µg	6,88
Be	Luft	ng	78,5
benzaldehyde	Luft	ng	30,4
benzene	Luft	mg	2,48
benzo(a)pyrene	Luft	ng	812
Br	Luft	µg	30,9
butane	Luft	mg	4,89
butene	Luft	mg	1,6
Ca	Luft	µg	653
Cd	Luft	µg	13,1
CFC-11	Luft	ng	148
CFC-114	Luft	µg	3,91
CFC-116	Luft	µg	6,6
CFC-12	Luft	ng	31,8
CFC-13	Luft	ng	20
CFC-14	Luft	µg	59,4
CO	Luft	mg	619
CO2	Luft	g	207
cobalt	Luft	µg	7,98
Cr	Luft	µg	11,6
Cu	Luft	µg	57,8
CxHy aromatic	Luft	µg	12,5
cyanides	Luft	µg	1,79
dichloroethane	Luft	µg	1,06
dichloromethane	Luft	ng	95,8
dioxin (TEQ)	Luft	pg	25,3
dust (coarse) process	Luft	mg	63,9

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
dust (PM10) mobile	Luft	mg	97,9
dust (PM10) stationary	Luft	mg	33,6
ethane	Luft	mg	1,49
ethanol	Luft	µg	28,7
ethene	Luft	mg	48,6
ethylbenzene	Luft	µg	143
ethyne	Luft	µg	6,13
Fe	Luft	µg	666
formaldehyde	Luft	µg	115
H2S	Luft	µg	345
HALON-1301	Luft	µg	25,2
HCFC-21	Luft	µg	417
HCFC-22	Luft	ng	35,3
HCl	Luft	mg	5,21
He	Luft	mg	4,47
heptane	Luft	mg	1,13
hexachlorobenzene	Luft	pg	272
hexane	Luft	mg	2,37
HF	Luft	µg	694
HFC-134a	Luft	pg	0,000115
Hg	Luft	µg	2,7
I	Luft	µg	12,8
K	Luft	mg	1,1
La	Luft	ng	203
methane	Luft	mg	352
methanol	Luft	µg	34,7
Mg	Luft	µg	175
Mn	Luft	µg	284
Mo	Luft	µg	3,23
MTBE	Luft	µg	8,49
N2	Luft	µg	455
N2O	Luft	mg	21
Na	Luft	µg	178
Ni	Luft	µg	160
non methane VOC	Luft	mg	817

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
NOx (as NO2)	Luft	g	2,02
P-tot	Luft	µg	8,56
PAH's	Luft	µg	13
Pb	Luft	µg	706
pentachlorobenzene	Luft	pg	728
pentachlorophenol	Luft	pg	118
pentane	Luft	mg	6,09
phenol	Luft	ng	117
propane	Luft	mg	4,82
propene	Luft	µg	452
propionic acid	Luft	µg	1,07
Pt	Luft	ng	495
Sb	Luft	ng	604
Sc	Luft	ng	69,3
Se	Luft	µg	22,1
silicates	Luft	mg	1,42
Sn	Luft	ng	354
SOx (as SO2)	Luft	mg	494
Sr	Luft	µg	7,34
tetrachloromethane	Luft	ng	266
Th	Luft	ng	128
Ti	Luft	µg	19,5
Tl	Luft	ng	49,9
toluene	Luft	µg	732
trichloromethane	Luft	ng	28
U	Luft	ng	137
V	Luft	µg	434
vinyl chloride	Luft	ng	173
xylene	Luft	mg	1,73
Zn	Luft	mg	6,1
Zr	Luft	ng	81,6
1,1,1-trichloroethane	Vann	ng	218
acenaphthylene	Vann	µg	2,64
acids (unspecified)	Vann	µg	21
Ag	Vann	µg	2,35

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Al	Vann	mg	19,9
alkanes	Vann	µg	423
alkenes	Vann	µg	39
AOX	Vann	µg	12,5
As	Vann	µg	42,2
B	Vann	µg	121
Ba	Vann	mg	9,78
baryte	Vann	mg	56,7
Be	Vann	ng	17,1
benzene	Vann	µg	437
BOD	Vann	mg	1,15
calcium ions	Vann	mg	145
Cd	Vann	µg	124
chlorinated solvents (unspec.)	Vann	ng	689
chlorobenzenes	Vann	pg	429
Cl-	Vann	g	3,47
Co	Vann	µg	38,9
COD	Vann	mg	13,9
Cr	Vann	µg	242
Cr (VI)	Vann	ng	21,3
Cs	Vann	µg	3,25
Cu	Vann	µg	126
CxHy	Vann	µg	16,2
CxHy aromatic	Vann	mg	1,94
cyanide	Vann	µg	38,4
di(2-ethylhexyl)phthalate	Vann	ng	1,7
dibutyl p-phthalate	Vann	pg	267
dichloroethane	Vann	ng	545
dichloromethane	Vann	µg	26,1
dimethyl p-phthalate	Vann	ng	1,68
dissolved substances	Vann	mg	8,05
DOC	Vann	µg	24,3
ethyl benzene	Vann	µg	78,2
fats/oils	Vann	mg	60,4
fatty acids as C	Vann	mg	16,4

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Fe	Vann	mg	18,2
fluoride ions	Vann	mg	1,43
formaldehyde	Vann	ng	256
glutaraldehyde	Vann	µg	6,99
H2S	Vann	µg	7,84
hexachloroethane	Vann	pg	12,1
Hg	Vann	ng	370
HOCL	Vann	µg	76,5
I	Vann	µg	325
K	Vann	mg	21,8
Mg	Vann	mg	21,2
Mn	Vann	µg	616
Mo	Vann	µg	62,3
MTBE	Vann	ng	695
N-tot	Vann	mg	6,54
N organically bound	Vann	mg	1,02
Na	Vann	g	2,11
NH3 (as N)	Vann	mg	5,05
Ni	Vann	µg	115
nitrate	Vann	mg	13,3
nitrite	Vann	µg	18,7
OCl-	Vann	µg	76,6
P-compounds	Vann	µg	1,65
PAH's	Vann	µg	45,8
Pb	Vann	µg	251
phenols	Vann	µg	436
phosphate	Vann	mg	1,28
Ru	Vann	µg	32,5
salts	Vann	mg	24,8
Sb	Vann	ng	485
Se	Vann	µg	101
Si	Vann	µg	32,1
Sn	Vann	ng	96
SO3	Vann	µg	282
Sr	Vann	mg	19,9

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
sulphate	Vann	mg	210
sulphide	Vann	µg	103
tetrachloroethene	Vann	ng	1,44
tetrachloromethane	Vann	ng	2,2
Ti	Vann	mg	1,22
TOC	Vann	mg	554
toluene	Vann	µg	359
tributyltin	Vann	µg	3,61
trichloroethene	Vann	ng	90,9
trichloromethane	Vann	ng	339
triethylene glycol	Vann	µg	24,3
undissolved substances	Vann	mg	179
V	Vann	µg	103
vinyl chloride	Vann	pg	408
VOC as C	Vann	mg	1,14
W	Vann	ng	492
xylene	Vann	µg	312
Zn	Vann	µg	562
Al (ind.)	Jord	mg	3,75
As (ind.)	Jord	µg	1,5
C (ind.)	Jord	mg	11,6
Ca (ind.)	Jord	mg	15
Cd (ind.)	Jord	ng	290
Co (ind.)	Jord	ng	85,1
Cr (ind.)	Jord	µg	18,8
Cu (ind.)	Jord	ng	426
Fe (ind.)	Jord	mg	7,5
Hg (ind.)	Jord	ng	11,9
Mn (ind.)	Jord	µg	150
N	Jord	µg	3,52
Ni (ind.)	Jord	ng	639
oil (ind.)	Jord	mg	2,74
oil biodegradable	Jord	µg	8,25
P-tot	Jord	µg	193
Pb (ind.)	Jord	µg	1,97

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
S (ind.)	Jord	mg	2,25
Zn (ind.)	Jord	µg	60,5
Ag110m to air	Non mat.	nBq	193
Ag110m to water	Non mat.	mBq	1,31
alpha radiation (unspecified) to water	Non mat.	nBq	156
Am241 to air	Non mat.	µBq	3,6
Am241 to water	Non mat.	µBq	474
Ar41 to air	Non mat.	mBq	418
Ba140 to air	Non mat.	nBq	768
Ba140 to water	Non mat.	µBq	2,64
beta radiation (unspecified) to air	Non mat.	nBq	26,3
C14 to air	Non mat.	mBq	290
C14 to water	Non mat.	mBq	24
Cd109 to water	Non mat.	nBq	15,3
Ce141 to air	Non mat.	nBq	17,9
Ce141 to water	Non mat.	nBq	395
Ce144 to air	Non mat.	µBq	38,3
Ce144 to water	Non mat.	mBq	10,9
Cm (alpha) to air	Non mat.	µBq	5,71
Cm (alpha) to water	Non mat.	µBq	628
Cm242 to air	Non mat.	nBq	0,0189
Cm244 to air	Non mat.	nBq	0,172
Co57 to air	Non mat.	nBq	0,33
Co57 to water	Non mat.	µBq	2,71
Co58 to air	Non mat.	µBq	5,47
Co58 to water	Non mat.	mBq	2,15
Co60 to air	Non mat.	µBq	8,16
Co60 to water	Non mat.	mBq	105
Cr51 to air	Non mat.	nBq	678
Cr51 to water	Non mat.	µBq	58,1
Cs134 to air	Non mat.	µBq	137
Cs134 to water	Non mat.	mBq	24,3
Cs136 to water	Non mat.	nBq	14,2
Cs137 to air	Non mat.	µBq	264

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Cs137 to water	Non mat.	mBq	224
Fe59 to air	Non mat.	nBq	7,48
Fe59 to water	Non mat.	nBq	46,8
Fission and activation products (RA) to water	Non mat.	mBq	1,41
H3 to air	Non mat.	Bq	2,98
H3 to water	Non mat.	Bq	711
I129 to air	Non mat.	mBq	1,03
I129 to water	Non mat.	mBq	68,6
I131 to air	Non mat.	μBq	119
I131 to water	Non mat.	μBq	46,4
I133 to air	Non mat.	μBq	63,7
I133 to water	Non mat.	μBq	12,1
I135 to air	Non mat.	μBq	95,4
K40 to air	Non mat.	μBq	647
K40 to water	Non mat.	mBq	1,81
Kr85 to air	Non mat.	kBq	17,7
Kr85m to air	Non mat.	mBq	22,4
Kr87 to air	Non mat.	mBq	9,79
Kr88 to air	Non mat.	mBq	833
Kr89 to air	Non mat.	mBq	7,03
La140 to air	Non mat.	nBq	478
La140 to water	Non mat.	nBq	547
land use (sea floor) II-III	Non mat.	cm2a	45,5
land use (sea floor) II-IV	Non mat.	mm2a	469
land use II-III	Non mat.	cm2a	30
land use II-IV	Non mat.	cm2a	47,5
land use III-IV	Non mat.	cm2a	96,2
land use IV-IV	Non mat.	mm2a	4,34
Mn54 to air	Non mat.	nBq	196
Mn54 to water	Non mat.	mBq	16,1
Mo99 to water	Non mat.	nBq	185
Na24 to water	Non mat.	μBq	81,3
Nb95 to air	Non mat.	nBq	34,6
Nb95 to water	Non mat.	μBq	1,5
Np237 to air	Non mat.	nBq	0,189

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Np237 to water	Non mat.	µBq	30,3
Pa234m to air	Non mat.	µBq	114
Pa234m to water	Non mat.	mBq	2,12
Pb210 to air	Non mat.	mBq	3,55
Pb210 to water	Non mat.	mBq	1,44
Pm147 to air	Non mat.	µBq	97,1
Po210 to air	Non mat.	mBq	5,43
Po210 to water	Non mat.	mBq	1,44
Pu alpha to air	Non mat.	µBq	11,4
Pu alpha to water	Non mat.	mBq	1,89
Pu238 to air	Non mat.	nBq	0,427
Pu241 beta	Non mat.	mBq	46,9
Pu241 Beta to air	Non mat.	µBq	314
Ra224 to water	Non mat.	mBq	162
Ra226 to air	Non mat.	mBq	4,18
Ra226 to water	Non mat.	Bq	9,05
Ra228 to air	Non mat.	µBq	318
Ra228 to water	Non mat.	mBq	325
radio active noble gases to air	Non mat.	mBq	27,9
radionuclides (mixed) to water	Non mat.	µBq	1,03
Rn220 to air	Non mat.	mBq	27,2
Rn222 (long term) to air	Non mat.	kBq	25,4
Rn222 to air	Non mat.	Bq	277
Ru103 to air	Non mat.	nBq	1,98
Ru103 to water	Non mat.	nBq	885
Ru106 to air	Non mat.	mBq	1,14
Ru106 to water	Non mat.	mBq	114
Sb122 to water	Non mat.	µBq	2,64
Sb124 to air	Non mat.	nBq	52,9
Sb124 to water	Non mat.	µBq	342
Sb125 to air	Non mat.	nBq	7,1
Sb125 to water	Non mat.	µBq	21,5
Sr89 to air	Non mat.	nBq	342
Sr89 to water	Non mat.	µBq	5,97

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Sr90 to air	Non mat.	µBq	189
Sr90 to water	Non mat.	mBq	22,9
Tc99 to air	Non mat.	nBq	8
Tc99 to water	Non mat.	mBq	12
Tc99m to water	Non mat.	µBq	1,25
Te123m to air	Non mat.	nBq	859
Te123m to water	Non mat.	nBq	111
Te132 to water	Non mat.	nBq	45,7
Th228 to air	Non mat.	µBq	269
Th228 to water	Non mat.	mBq	650
Th230 to air	Non mat.	mBq	1,27
Th230 to water	Non mat.	mBq	331
Th232 to air	Non mat.	µBq	171
Th232 to water	Non mat.	µBq	337
Th234 to air	Non mat.	µBq	114
Th234 to water	Non mat.	mBq	2,14
U alpha to air	Non mat.	mBq	4,1
U alpha to water	Non mat.	mBq	138
U234 to air	Non mat.	mBq	1,37
U234 to water	Non mat.	mBq	2,83
U235 to air	Non mat.	µBq	66,4
U235 to water	Non mat.	mBq	4,22
U238 to air	Non mat.	mBq	1,84
U238 to water	Non mat.	mBq	7,2
waste heat to air	Non mat.	MJ	3,07
waste heat to soil	Non mat.	kJ	1,87
waste heat to water	Non mat.	kJ	68
Xe131m to air	Non mat.	mBq	45,1
Xe133 to air	Non mat.	Bq	12,7
Xe133m to air	Non mat.	mBq	6,37
Xe135 to air	Non mat.	Bq	2,19
Xe135m to air	Non mat.	mBq	228
Xe137 to air	Non mat.	mBq	5,58
Xe138 to air	Non mat.	mBq	61,8
Y90 to water	Non mat.	nBq	305

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Zn65 to air	Non mat.	nBq	846
Zn65 to water	Non mat.	μ Bq	172
Zr95 to air	Non mat.	nBq	12,5
Zr95 to water	Non mat.	μ Bq	971

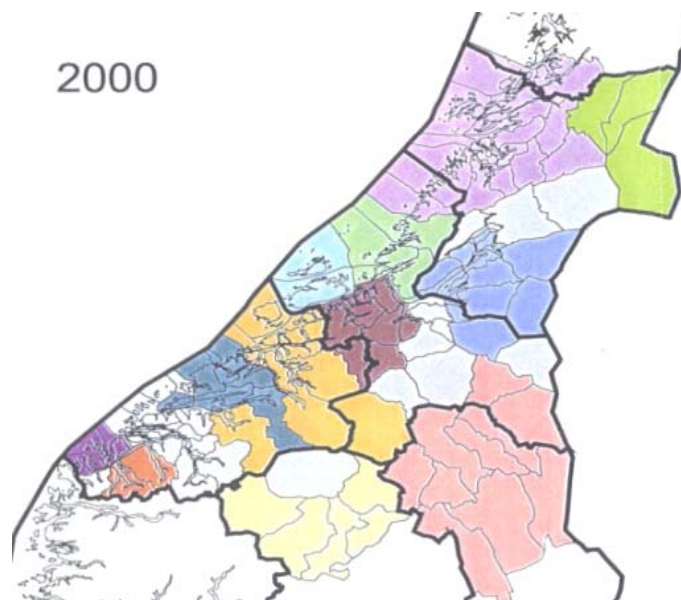
Vedlegg D: Oversikt over avfallsselskaper i regionen

Organiseringen av avfallsselskaper

Figurene viser markeringer for de forskjellige interkommunale avfallsselskapene, den geografiske plasseringen av disse og avfallsselskapenes medlemskommuner og tilhørende innbyggertall (Bergsdal, 2002).



Figur D-1: Markeringer for de enkelte avfallsselskapene (Bergsdal H., 2002).



Figur D-2: Kart over organiseringen av de interkommunale avfallsselskapene i Midt-Norge regionen (Bergsdal H., 2002)

Søre Sunnmøre R.V.	Fosen Ren.	Fjellreg.Interkom. R	Uavh. kommuner
Sum innb.: 22 760	Sum innb.: 19 639	Sum innb.: 28 297	Sum innb.: 297 945
Hareid 4 748	Bjugn 4 696	Alvdal 2 417	Ålesund 38 855
Herøy 8 390	Rissa 6 503	Engerdal. 1 580	Vanylven 3 584
Sande 3 081	Ørland 5 037	Folldal 1 814	Ørskog 2 076
Ulstein 6 541	Åfjord 3 403	Holtålen 2 239	Norddal 1 960
Øvre Namdal Renov.	M. Namdal Renov.	Os i 2 148	Stranda 4 677
Sum innb.: 3 149	Sum innb.: 37 917	Rendalen 2 257	Stordal 1 052
Lierne 1 565	Bindal 1 921	Røros 5 545	Sykkylven 7 280
Namsskogan 989	Flatanger 1 238	Stor-Elvdal 3 012	Skodje 3 513
Røyrvik 595	Fosnes 794	Tolga 1 812	Sula 7 070
Nordmøre I.R.	Grong 2 565	Tynset 5 473	Giske 6 344
Sum innb.: 60 658	Høylandet 1 335	Nord-Gudbr.dal Ren.	Haram 8 774
Aure 2 782	Leka 714	Sum innb.: 20 198	Vestnes 6 530
Frei 5 199	Namdalseid 1 831	Dovre 2 851	Sandøy 1 332
Halsa 1 808	Namsos 12 325	Lesja fra 02 2 303	Aukra 2 978
Kristiansund 16 925	Nærøy 5 353	Lom 2 567	Trondheim 148 859
Oppdal 6 288	Osen 1 194	Sel 6 273	Rennebu 2 700
Rauma 7 415	Overhalla 3 659	Skjåk 2 386	Midtre-Gauldal 5 779
Smøla 2 432	Roan 1 121	Vågå 3 818	Melhus 13 169
Sunndal 7 368	Vikna 3 867	HAMOS	Klæbu 4 875
Sumadal 6 252	Innherred Renov.	Sum innb.: 29 422	Tydal 949
Tingvoll 3 148	Sum innb.: 79 747	Agdenes 1 783	Steinkjer 20 459
Tustna 1 041	Frosta 2 430	Hemne 4 324	Verran 2 733
Romsdalshalvøya I.R.	Inderøy 5 802	Meidal 3 991	Snåsa 2 397
Sum innb.: 49 267	Leksvik 3 512	Orkdal 10 250	
Averøy 5 409	Levanger 17 501	Rindal 2 138	
Eide 3 193	Malvik 11 132	Skaun 5 843	
Fræna 9 005	Meråker 2 637	Snillfjord 1 093	
Gjemnes 2 683	Mosvik 925	Volda og Ørsta R.verk	
Midsund 1 978	Selbu 3 926	Sum innb.: 18 598	
Molde 23 710	Stjørdal 18 238	Volda 8 322	
Neset 3 289	Verdal 13 644	Ørsta 10 276	
	Kystmiljø AS	Sum med i selskap:	
	Sum innb.: 8 153	377 805	
	Frøya 4 115		
	Hitra 4 038		

Figur D-3: Avfallsselskapenes medlemskommuner og tilhørende innbyggertall (Bergsdal H., 2002).

Vedlegg E: Sammenfatning av litteraturkilder over innholdet av elementer i avfall og transferkoeffisienter for disse

Program for industriell økologi (IndEcol) er et tverrfaglig universitetsprogram etablert i 1998 for en periode på minst ti år ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Programmet omfatter et studieprogram opprettet i 1999 og et stort antall doktorgradsprosjekter og forskningsprosjekter rettet mot vareproduserende industri, energi- og byggesektoren. Tverrfaglig forskning og undervisning står sentralt ved IndEcol, og målet er å knytte sammen teknologiske, naturvitenskapelige og samfunnsvitenskapelige bidrag i letingen etter bærekraftige løsninger på produksjon og forbruk av energi og ressurser.

The Industrial Ecology Programme (IndEcol) is a multidisciplinary university programme established at the Norwegian University of Science and Technology (NTNU) in 1998 for a period of minimum ten years. It includes a comprehensive educational curriculum launched in 1999 and a significant number of doctoral students as well as research projects geared towards Norwegian manufacturing, energy and building industries. The activities at IndEcol have a strong attention to interdisciplinary research and teaching, bridging technology, natural and social sciences in the search for sustainable solutions for production and consumption of energy and resources.



NTNU-IndEcol
Industrial Ecology Programme
NO-7491 Trondheim

Tel.: + 47 73 59 89 40
Fax: + 47 73 59 89 43
E-mail: indecoll@indecoll.ntnu.no
Web: www.indecoll.ntnu.no