

Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark

Samarbejdsprojekt mellem
Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet og
affald danmark

Udført af Hanna Lindvall, Janus Kirkeby og Thomas Højlund Christensen
Institut for Miljø & Ressourcer, DTU

i samarbejde med

Hanne Johnsen
affald danmark

Forord

Denne rapport er udført på Institut for Miljø & Ressourcer ved Danmark Tekniske Universitet i samarbejde med AffaldDanmark.

Projektgruppen har bestået af:

Hanne Johnsen, *affald danmark*

Janus Kirkeby, Institut for Miljø & Ressourcer

Thomas H. Christensen, Institut for Miljø & Ressourcer

Hanna K. Lindvall, Institut for Miljø & Ressourcer

Anders Skov Madsen, Novopan Træindustrier A/S har været behjælpelig med at fremskaffe data for spånpladeproduktion. Andre data er i hovedsagen indhentet fra eksisterende litteratur.

Henrik Wenzel, Institut for Produktion og Ledelse ved Danmarks Tekniske Universitet har gennemgået og kommenteret systemmodelleringen. Kommentarerne er indarbejdede hvor det synes rigtigt.

Kgs. Lyngby
Oktober 2006

Resume

Denne rapport indeholder en indledende livscyklusvurdering for tre forskellige disponeringsscenarier for rent affaldstræ: forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg, forbrænding på biomassefyret kraftvarmeværk i Sverige og genanvendelse i produktion af spånplader.

Metode og usikkerheder

Vurderingen er gennemført efter UMIP metoden, der er en danskudviklet anerkendt LCA-metode. I princippet omfatter vurderingen alle miljøkonsekvenser fra vugge til grav for hvert disponeringsscenarium.

Resultatet fra livscyklusvurderingen omfatter både ikke-toksiske og toksiske miljøeffekter, og der prioriteres ikke mellem de forskellige miljøeffekter.

De ikke-toksiske miljøeffekter er drivhuseffekt, forsuring, nærings saltbelastning og fotokemisk ozondannelse/smog, som alle har stor sammenhæng med udnyttelsen af energiindholdet i træaffaldet. De toksiske miljøeffekter omfatter både økotoksicitet og human-toksicitet, og disse effekters størrelse hænger meget sammen med tungmetalbelastning.

Livscyklusvurderingen er for en stor dels vedkommende baseret på data fra eksisterende litteratur. For spånpladefabrikken er data i så stor udstrækning som muligt fra det specifikke anlæg. Emissionsværdier er for en dels vedkommende behæftet med stor usikkerhed, og der mangler i en del tilfælde helt data for emissioner. Det har i flere tilfælde været nødvendigt at lave antagelser vedrørende systemets afgrænsninger og randbetingelser, grundet mangelfuld viden. For at vurdere, hvor stor betydning disse usikkerheder har, er der foretaget følsomhedsanalyser for udvalgte parametre.

Det vurderes at den mest afgørende usikkerhed i dette projekt er forbundet med systemafgrænsningen af de 3 behandlingsmetoder. Det skyldes især usikkerheden i valgene af substitution af energi og materialer f.eks. fossil energi og jomfruelig biomasse. Her er valgt et langsigtet udgangspunkt, hvor det f.eks. forudsættes at al biomasse, der erstattes med affaldstræ, kan udnyttes i moderne kraftvarmeproducerende biomasseanlæg.

Fossil energi

Både forbrænding, udnyttelse i biomassefyrede kraftvarmeværk og udnyttelse til spånpladeproduktion medfører, at der kan produceres energi på CO₂ neutrale brændsler, som i sidste ende indebærer besparelser af fossile brændsler. Det forudsættes, at den biomasse (råtræ), som affaldstræet erstatter i kraftvarmeværksalternativet og spånpladeproduktionsalternativet, vil blive brugt til energiproduktion et andet sted i samfundet, hvilket her antages at være på et tilfældigt biomasseværk.

Ved spånpladeproduktion spares mest fossil energi, fordi der både erstattes råtræ, der antages brugt i energiproduktion andetsteds, og fordi der spares energi til tørring af det mere fugtige råtræ. Det er forholdsvist meget mere energikrævende at tørre råtræ med damp, end det er at fordampe den tilsvarende mængde vanddamp ved forbrænding af det samme råtræ.

Energibesparelsen ved forbrænding og ved udnyttelse på biomassefyrede kraftvarmeværk vurderes nogenlunde ens – dog med en fordel til biomasseværket. Det skyldes, at et biomassefyrede kraftvarmeværk typisk vil have en højere energiudnyttelse end et affaldsforbrændingsanlæg, dels på grund af brug af forskellige teknologier til energiudnyttelse og røggasrensning, dels fordi affaldsforbrændingsanlægget håndterer et mere vanskeligt brændsel.

Ikke-toksiske miljøeffekter

Energiforholdene har stor betydning for drivhuseffekt, nærings saltbelastning, forsurening og ozondannelse. Det skyldes primært fortrængning af energiproduktion af fossile brændsler, og den hertil knyttede besparelse af emission af CO₂ samt at energiproduktion på fossile brændsler typisk medfører større udslip af bl.a. NO_x og SO₂ end tilsvarende energiproduktion på basis af træaffald og andet biomasse.

Den store energigevinst på spånpladeproduktion, betyder derfor, at denne løsning også har de laveste potentielle ikke-toksiske miljøeffekter.

De ikke-toksiske miljøeffekter er nogenlunde ens ved forbrænding og ved udnyttelse på biomassefyrede kraftvarmeværk. Det biomassefyrede kraftvarmeværk har en større godskrivning af drivhuseffekt, pga. en større energibesparelse og affaldsforbrændingsanlæg er lidt bedre for fotokemisk ozon og nærings saltbelastning, pga. at der på affaldsforbrændingsanlæg renses bedre for NO_x og SO₂.

Toksiske miljøeffekter

De toksiske miljøeffekter stammer primært fra udledning af tungmetaller i miljøet til skade for enten naturen (økotoksicitet) eller for mennesket (human toksicitet).

På dette område er det spånpladeproduktion, der medfører de mest mærkbare miljøgevinster. For spånpladeproduktion skyldes det dog delvist, at tungmetaller i affaldstræet "bindes" i spånpladerne, og at miljøkonsekvenser ved en senere affaldsbortskaffelse af spånpladerne ikke er medtaget. Dette er en afgrænsning der tit bruges i livscyklusvurderinger af affaldssystemer, dels på grund af at produktets fremtidige skæbne ikke er kendt, dels for at undgå uendelige loops.

De toksiske miljøeffekter ved forbrænding og udnyttelse i biomassefyrede kraftvarmeværk er ikke så markante og hænger nøje sammen med røggasrensningen. Data for røggasrensningen er usikre og forskellen mellem affaldsforbrænding og biomassefyrede kraftvarmeværk så lille, at det ikke er muligt at konkludere hvilket af disse to alternativer, der er det miljømæssigt bedste.

Ikke modellerede miljøeffekter

Livscyklusvurderingen omfatter ikke miljøeffekter, hvor der er ingen eller meget usikre kvantitative data. Der skal også i en samlet kvalitativ miljøvurdering medtages at:

- Spånpladeproduktion har potentielt en langsigtet miljøpåvirkning, ved at de toksiske stoffer der bindes i spånpladerne, senere udledes ved affaldsbortskaffelse

- Langsigtet har affaldsforbrænding en større miljøeffekt fra deponering af røggasrestproduktet end de andre to alternativer. Dette skyldes at røggasrensningen binder flere toksiske stoffer i restproduktet end tilfældet er for de øvrige energianlæg.

Følsomhedsvurdering

Der er foretaget følsomhedsvurderinger på udvalgte parametre. På nogle områder viser vurderingen at selv forholdsvis store ændringer kun har begrænsede konsekvenser for resultaterne, mens andre områder har afgørende betydning for resultatet.

De mest afgørende forudsætninger handler om affaldstræets renhed, energiidnyttelse samt systemafgrænsning i forhold til det samlede energisystem.

Denne analyse er baseret på forholdsvist rent affaldstræ, sådan som det kræves på spånpladefabrikken. Følsomhedsvurderingen viser, at hvis affaldstræet sorteres dårligere, vil det naturligt medføre, at udnyttelse på biomassefyrede kraftvarmeværk vurderes miljømæssigt væsentligt dårligere (for de toksiske miljøeffekter) set i forhold til affaldsforbrænding, der har en mere omfattende røggasrensning og dermed begrænset udledning til miljøet.

Energiudnyttelsen har afgørende betydning for de ikke-toksiske miljøeffekter, og den afhænger på både affaldsforbrændingsanlæg og biomassefyrede kraftvarmeværker helt af teknologi og alder. Hvis de valgte virkningsgrader (85 % på affaldsforbrændingsanlæg og 91% på biomassefyrede kraftvarmeværk) ændres, ændres miljøresultatet tilsvarende. Rent varmeproducerende biomassefyrede kraftvarmeværk har væsentlig mere belastende miljøeffekter på en række ikke-toksiske og toksiske effekter.

Endelig er det afgørende, at miljøvurderingen er baseret på et langsigtet perspektiv, hvor det forudsættes at der vil være tilstrækkeligt kapacitet til udnyttelse af affaldstræet på både affaldsforbrændingsanlæg og biomassefyrede kraftvarmeværk. Hvis det ikke er tilfældet for f.eks. biomassefyrede kraftvarmeværker, og affaldstræet i stedet fortrænger biomasse, som ikke energiudnyttes, så er udnyttelse på biomassefyrede kraftvarmeværk miljømæssigt væsentlig dårligere i forhold til de andre løsninger. Tilsvarende betragtninger gælder for affaldsforbrændingsanlæg, hvis f.eks. varmeproduktion af affaldstræet i realiteten ikke erstatter varme fra fossile brændsler, fordi der i forvejen er overskudsvarme i systemet..

Samlet vurdering

Med de usikkerheder, som vurderingen er forbundet med – især for de toksiske miljøeffekter, viser resultatet overordnet at:

- Med systemafgrænsningerne og antagelserne i denne miljøvurdering, er spånpladeproduktion for de fleste vurderingskategorier den mindst miljøbelastende. Der fortrænges mest fossil brændsel, og der er mærkbare gevinster i forhold til de ikke-toksiske effekter og toksiske effekter.
- Energiudnyttelse på biomassefyrede kraftvarmeværker er lidt højere end affaldsforbrænding med kraftvarmeproduktion, mens de to løsninger er stort set ligeværdige for de ikke-toksiske effekter. Til gengæld har forbrænding et lidt mindre

påvirkningspotentiale med hensyn til de toksiske miljøeffekter pga. den mere effektive røggasrensning.

- Resultatet forudsætter en god sortering af affaldstræet og en effektiv energiudnyttelse på kraftvarmebaserede biomassefyrede kraftvarmeværk og affaldsforbrændingsanlæg. Andre forudsætninger vil kunne ændre rangfølgen - særligt imellem affaldsforbrænding og udnyttelse i biomassefyrede kraftvarmeværk, samt delvist for spånpladeproduktion.

Indholdsfortegnelse

1.	Indledning	1
1.1.	Formål	1
2.	Metode til miljømæssig vurdering	2
3.	Disponeringsscenarier for affaldstræ	6
3.1.	Generelle antagelser	6
3.2.	Forbrænding i Danmark	7
3.2.1.	Beskrivelse af affaldsforbrændingsanlæg	7
3.2.2.	Livscyklusopgørelse for forbrænding	8
3.3.	Forbrænding på biomassefyret kraftvarmeværk i Sverige	10
3.3.1.	Beskrivelse af biomassefyret kraftvarmeværk	10
3.3.2.	Livscyklusopgørelse af biomassefyrede kraftvarmeværker	10
3.4.	Anvendelse i spånpladeproduktion	13
3.4.1.	Beskrivelse af spånpladeproduktion	13
3.4.2.	Livscyklusopgørelse for spånpladeproduktion af affaldstræ	14
4.	Resultater	16
5.	Følsomhedsresultater	21
5.1.	Affaldstræets brændværdi	21
5.2.	Tørstofindhold af affaldstræ	24
5.3.	Elektricitets- og varmekoefficienter	26
5.4.	Ingen elektricitetsproduktion på biomassefyrede kraftvarmeværk	28
5.5.	Begrænset kapacitet på biomassefyrede kraftvarmeværk	30
5.6.	Fortrængning af kulbaseret energi i stedet for naturgasbaseret energi	32
5.7.	Oliebesparelse på Novopan	34
5.8.	Emissioner fra forbrænding af affaldstræ på affaldsforbrændingsanlæg	36
5.9.	Sammensætning af affaldstræ	37
6.	Konklusion	39
7.	Litteraturliste	42
8.	Bilagsliste	44

1. Indledning

Træ fra bygge- og anlægsaffald og fra storskrald er indtil for nylig typisk blevet leveret som forbrændingseget affald til affaldsforbrændingsanlæg. Nu frasorteres affaldstræ i stadig stigende grad og bruges til andre formål så som for eksempel genanvendelse i produktion af spånplader eller som brændsel i biomassefyrede energianlæg. Det er især til biomasseanlæg i Sverige, hvor der ikke er affaldsavgift og hvor kravene til udledning fra forbrænding af rent affaldstræ indtil videre er mere lempelige end ved affaldsforbrænding i Danmark. Affaldstræ er i denne undersøgelse defineret som træ der ikke er bemalt, imprægneret eller sammenhæftet med andre materialer som plast, beslag og lignende.

Der er behov for en miljømæssig analyse af de forskellige behandlingsmetoder for træaffald, for at kunne vurdere, om de alternative løsninger miljømæssigt er lige så gode eller bedre end den traditionelle udnyttelse i affaldsforbrændingsanlæg.

1.1. Formål

Projektets formål er at opnå en større forståelse af de miljømæssige konsekvenser ved forskellige disponeringer af affaldstræ.

Der gennemføres derfor en miljøvurdering baseret på livscyklustankegangen af tre disponeringsscenerier for affaldstræ: Affaldsforbrænding, forbrænding på svenske biomassefyrede kraftvarmeanlæg og spånpladeproduktion. Herved belyses hvilke(t) disponeringsalternativ som er mindst miljøbelastende i forhold til en række miljøeffektpotentialer.

2. Metode til miljømæssig vurdering

Livscyklusmetoden

Livscyklusvurderinger (LCA) får mere og mere indflydelse i den politiske dagsorden, og er i sin tid udviklet med henblik på at forbedre produkters miljøpåvirkning i hele produktets livscyklus. To eller flere produkter eller systemer kan sammenlignes i forhold til hinanden, og man har derfor et bedre grundlag at vælge et produkt/system frem for et andet. Delsystemer indenfor et produkt/system kan ligeledes sammenlignes, for at kunne belyse de aktiviteter, som påvirker miljøet mest i forhold til resten af aktiviteterne ved produktet/systemet. En livscyklusvurdering for et enkelt produkt uden sammenligninger siger intet om miljøvenligheden. Det er nødvendigt at sammenligne systemer som opfylder den samme service eller funktionelle enhed, for at kunne bruge resultatet fornuftigt.

LCA tankegangen er, at alle opstrøms og nedstrøms aktiviteter og de relaterede miljøudvekslinger (ressourceforbrug samt emissioner) er inkluderet, når et produkt eller en service skal vurderes. Det medfører, at forbrug og emissioner, som sker eksempelvis pga. elforbrug, som produceres andetsteds i samfundet, inkluderes. Ligeledes når der produceres et produkt, som kan erstatte eller substituere et andet produkt i samfundet, skal denne undgåede produktion inddrages i miljøvurderingen, eventuelt med negative eller sparede forbrug og emissioner.

En LCA kan beregne miljøeffekter, ressourceforbrug, og eventuelt arbejdsmiljøpåvirkninger og økonomi for et scenario, som indføres i modellen. Desuden kan miljøeffekterne normaliseres i forhold til de totale potentielle påvirkninger, som samfundet bidrager med. Miljøpåvirkningerne kan desuden vægtes i forhold til fastlagte reduktionsmål, som er fastsat bl.a. med hensyn til toksiciteten af stoffer. Disse reduktionsmål kan eventuelt være fastsat politisk, i bestræbelserne på at mindske en given miljøeffekt. I denne vurdering gives resultaterne i normaliserede værdier og vægtning foretages ikke.

Afgrænsning

Livscyklusvurderinger er yderst omfattende, idet de ofte leder til en meget omfattende systembeskrivelse for produktet/systemet. Principielt skal der regnes på alle materialer og udstyr, som indgår som en del af affaldshåndteringen, dvs. konstruktion af diverse anlæg, produktion af lastbiler, olie, diesel og meget andet. Samtidig skal energiudbyttet i form af el/varme medregnes og den fortrængning af andre energiproduktionsalternativer som disse medfører. Desuden indgår et væld af parametre, hvoraf flere er stedsafhængige og skal ændres afhængig af området, der analyseres.

På grund af begrænsede ressourcer er der ikke i denne undersøgelse udført en fuld LCA, men en så kaldt livscyklus screening. Formålet med denne er at lave et mere simplificeret system der kan give en indikation af hvilke forhold og parametre der er vigtige. Det vurderes dog, at de parametre, der har afgørende betydning for miljøvurderingen er medtagne i denne undersøgelse, og at miljøvurderingen derfor i store træk giver det samme resultat, som en mere grundig miljøvurdering. Samtidig afgrænses kvantificeringen af miljøpåvirkninger til de forhold, hvor der findes data for, som kan anvendes i opgørelsen. Øvrige væsentlige forhold beskrives parallelt i ord og kan kun vurderes kvalitativt.

Usikkerheder

Undersøgelsen indeholder en del antagelser vedrørende randbetingelser, afgrænsninger og emissionsværdier, som er behæftet med usikkerhed. For en række parametre gennemføres derfor følsomhedsanalyser for at vurdere om disse, og de medfølgende usikkerheder, har afgørende betydning for miljøvurderingens resultat.

De toksiske miljøeffekter er behæftet med større usikkerhed end det primære energi forbrug og de ikke-toksiske effekter pga. større usikkerhed om giftigheden og de potentielle risici.

Endelig er der en usikkerhed forbundet med, at den teknologiske udvikling hele tiden ændrer de relevante data. Data for emissioner og energieffektivitet er her et par år gamle, idet det for nogle af behandlingsløsningerne har været de eneste tilgængelige. Det betyder bl.a. at der ikke er taget højde for de lavere emissioner fra forbrændingsanlæg, som forbrændingsdirektivet kræver fra 1/1 2006.

Beregnete miljøeffekter

Beregninger er foretaget i Excel med udgangspunkt i UMIP metoden, med opdaterede værdier miljøeffektfaktorer og normaliseringsreferencer.

Miljøeffekterne som er inkluderet i beregningerne er:

- Drivhuseffekten (kg CO₂-ækvivalenter)
- Forsuring (kg SO₂-ækvivalenter)
- Næringssaltbelastning (kg NO₃-ækvivalenter)
- Fotokemisk ozondannelse/smog (kg C₂H₄-ækvivalenter)
- Økotoksicitet (m³ vand og jord kronisk)
- Human-toksicitet (m³ luft, vand og jord)

Tabel 1 viser normaliseringsfaktorer fra UMIP metoden. Normaliseringsfaktorerne omregner effekt karakteriseringen til en fælles reference svarende til påvirkningen, som stammer fra en person (Wenzel, H. et al., 1997). Det gør det muligt at vurdere, hvilke(n) miljøeffektpotentiale(r), som er mest signifikante i forhold til en gennemsnitsborgers påvirkning på miljøet.

Da nogle effekter er globale og andre regionale, er normaliseringsreferencen forskellig. Normaliseringsreference for drivhuseffekten, som er global, svarer til den årlige emission af drivhusgasser fra en gennemsnitlig verdensborger, mens referencen for f.eks. næringssaltbelastning er en gennemsnitlig dansk borger, da denne effekt er lokal eller regional. Da gennemsnitsforureningen for en verdensborger er væsentlig mindre end for en dansk borger, vil de globale miljøeffekter dermed vægte mere end de lokale set i forhold til normaliseringsreferencen.

Tabel 1: Normaliseringsfaktorer (Stranddorf, H.K. et al., 2003 & Hansen, E., 2004)

Effekt	Normaliserings-faktorer
Drivhuseffekt	8 700 000 g/PE
Forsuring	101 000 g/PE
Fotokemisk ozondannelse	20 000 g/PE
Næringssaltbelastning	260 000 g/PE
Human toksicitet	
via vand	179 000 m ³ /PE
via luft	5,56 E+10 m ³ /PE
via jord	157 m ³ /PE
Økotoksicitet	
via vand kronisk	791 000 m ³ /PE
via jord	656 000 m ³ /PE

PE: person ækvivalent per år

Den funktionelle enhed

For at sikre sammenlignelige resultater for de tre forskellige disponeringsscenarier, er det afgørende, at udgangsmaterialet, eller den funktionelle enhed, er det samme. Den funktionelle enhed i alle scenarier er her affaldshåndteringen af 1 ton affaldstræ på tørstofbasis (TS).

Affaldstræet er udsorteret træ fra storskrald og fra bygge- og anlægsaffald, der naturligt vil indeholde mindre mængder urenheder. For at etablere et fælles grundlag for det affaldstræ der skal vurderes, tages der i denne vurdering udgangspunkt i en affaldsprøve udtaget på det sorterede træaffald som det modtages ved spånpladefabrikken. Sammensætningen af affaldstræet der modtages på spånpladefabrikken kan ses i Tabel 2. Der tages udgangspunkt i dette træaffald da prøvetagningen ved dette anlæg vurderes at være repræsentativ for træaffald der kan behandles i alle de valgte disponeringsalternativer. Prøveudtagelsen er beskrevet i Bilag 1. Prøveudtagningen er baseret på en samlet mængde træaffald på ca. 70 ton, hvoraf ca. 10% ved en fejl var rent produktionsaffald fra spånpladeproduktion. Det vurderes dog at dette ikke påvirker den kemiske sammensætning af en sådan grad at det influerer miljøvurderingens resultater. Resultaterne fra den kemiske analyse kan ses i Bilag 2. Bilag 3 viser den gennemsnitlige kemiske sammensætning af input affaldstræet på spånpladefabrikken.

Tabel 2: Sammensætning af affaldstræ modtaget på spånpladefabrikken

Træ fraktion	84,7
Jern	0,73
Jern i træ til forbrænding	0,01
Aluminium og andre ikke-magnetiske metaller	0,12
Glas, sten etc.	0,01
Diverse andet & træmateriale til forbrænding	14,4

Da træaffald er en meget uhomogen affaldsfraktion med risiko for udsving i andel af urenheder er prøvens sammensætning blevet sammenlignet med en svensk undersøgelse (Burman, D., 2005). Sammenligningen viser, at mængden af urenheder kan antages at være repræsentativ for den type sorteret træaffald, se Bilag 4. Da træaffald er uhomogent,

er der foretaget en følsomhedsanalyse ud fra mulige grader af forurening og tørstofindhold i det sorterede træaffald.

Affaldstræ antages at have en nedre brændværdi på ca. 16,4 GJ/ton (Veksebo Miljørådgivning ApS, 2004), hvilket svarer til 18 GJ/ton TS ved en tørstofprocent på 91 %. Denne tørstofprocent stammer fra den udtagne affaldsprøve.

3. Disponeringsscenarier for affaldstræ

Der udføres en vurdering af tre forskellige disponeringsmuligheder for affaldstræ; forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark, forbrænding på biomassefyret kraftvarmeværk i Sverige og genanvendelse af affaldstræet til produktion af spånplader.

Vurderingen af de tre scenarier er set som tre sideløbende scenarier. Dvs. der er ikke noget af scenarierne der er reference scenarium, da det ikke kan fastlægges hvilket af behandlingsalternativerne der er mest sandsynlige.

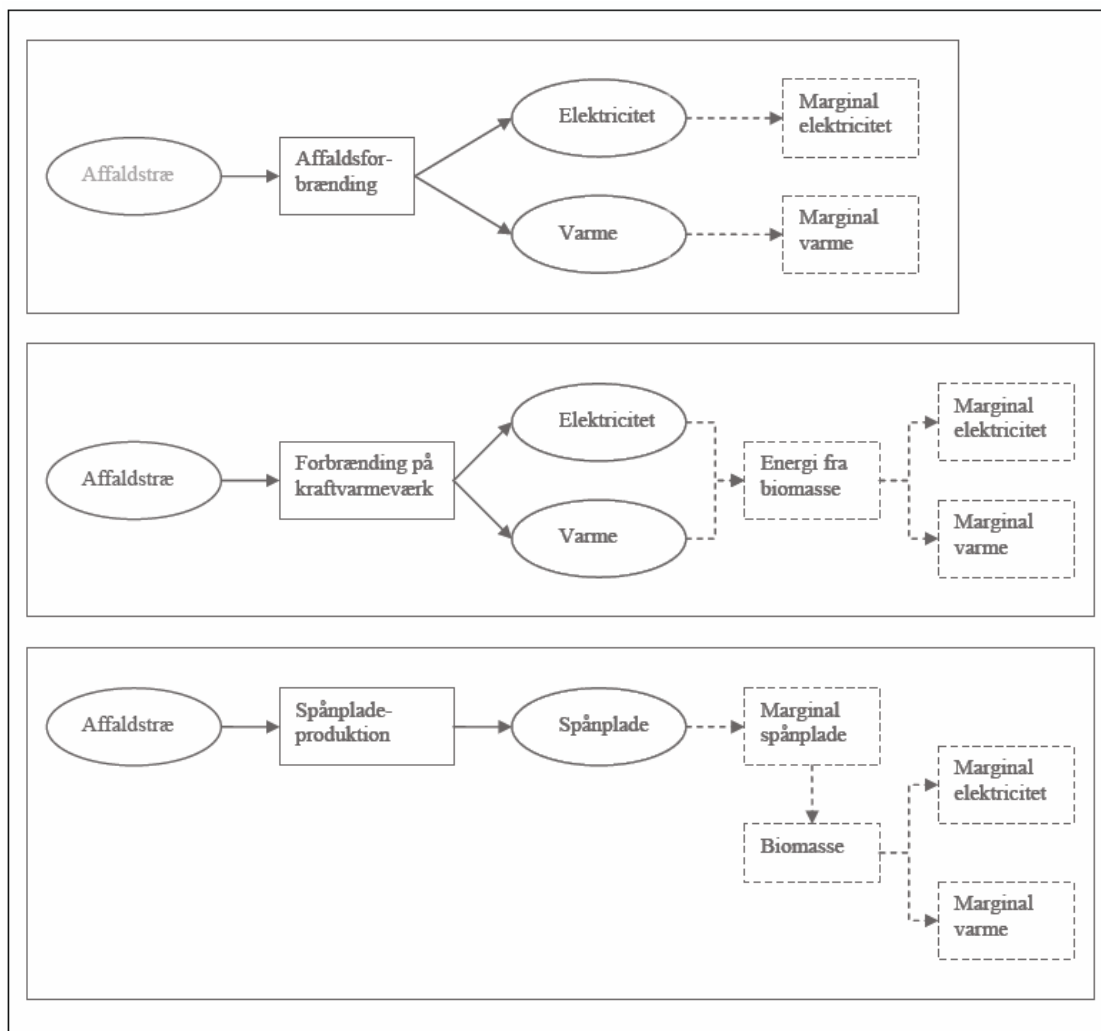
3.1. Generelle antagelser

De vurderede disponeringsscenarier inkluderer transport af affaldstræ fra kommuner til behandling samt en eventuel transport af produkter/restprodukter til videre disponering. Det forudsættes, at bortskaffelse af restprodukter i store træk er den samme for alle tre løsninger.

Det er så vidt som muligt inkluderet de emissioner, som sker på anlæggene pga. både processerne og affaldstræets fysiske og kemiske egenskaber. Ligeledes inkluderes de forbrug (el, olie etc.) som kræves af processerne, samt de emissioner, som opstår opstrøms i samfundet (på kraftvarmeværk og pga. forbrænding af olie, koks etc.).

I de tilfælde hvor der produceres anvendelige produkter, substitueres de processer som fortrænges og der godskrives for dette. Dette kan være, når der produceres el og varme, som erstatter energi produceret på anden måde. I Figur 1 ses de konceptuelle afgrænsninger for de tre undersøgte scenarierne.

I de tre følgende afsnit (afsnit 3.2 til 3.4) beskrives de tre scenarier enkeltvis med de væsentligste parametre. Såfremt der ikke er nogen forskel på en parameter ved forbrug af affaldstræ og det materiale den erstatter, udelades disse data da det er affaldstræets indflydelse der studeres.



Figur 1: Konceptuelle afgrænsninger af de tre disponeringer for affaldstræ

I afgrænsningen tages udgangspunkt i, at der er tilstrækkelig forbrændingskapacitet i Danmark, og ledig forbrændingskapacitet skabt af anden nyttiggørelse af affaldstræet ikke kan udnyttes til forbrænding af affald, der i dag deponeres.

3.2. Forbrænding i Danmark

3.2.1. Beskrivelse af affaldsforbrændingsanlæg

Affaldsforbrændingsanlæggene i Danmark antages at have tilstrækkelig kapacitet til at forbrænde mængden af affaldstræ, som genereres i Danmark. Det indebærer at yderligere tilførsel af træaffald er mulig uden at andet affald fortrænges.

Der tages i vurderingen udgangspunkt i et moderne dansk affaldsforbrændingsanlæg med kraftvarmeproduktion. Ved forbrænding af affaldstræ produceres dermed el og varme, som alternativt skulle produceres ved andre kraftvarmeanlæg. Det antages her at det er energi fra naturgasfyrede kraftvarmeanlæg der fortrænges. Herved undgås forbrug af naturgas, som antages at være den marginale energiresource, og emissioner forbundet med forbrænding af naturgas ved et konventionelt gasfyret kraftvarmeanlæg. Allokeringen af

ressourceforbrug og emissioner er foretaget efter energikvalitet, dvs at elektricitet forudsættes at kræve mere brændsel end varme.

Affaldsforbrændingsanlæggene i Danmark har typisk sortering af slagge hvor bl.a. en jernfraktion udsorteres til genanvendelse. Nogle affaldsforbrændingsanlæg har også frasortering af ikke-magnetiske metaller, men da det endnu er en forholdsvis ny og ikke almindeligt proces, indgår denne ikke i vurderingerne.

3.2.2. Livscyklusopgørelse for forbrænding

Livscyklusopgørelse for forbrænding af affaldstræ beregnes på følgende vis:

	forbrug og emissioner ved transport til forbrænding
+	forbrug og emissioner ved forbrænding af affaldstræ
-	forbrug og emissioner ved fortrængt energiproduktion med fossile brændsler
+	forbrug og emissioner ved genoparbejdning af jern
-	forbrug og emissioner ved fortrængt produktion af jomfrueligt jern
<hr/>	
=	Total forbrændings LCI

Transport

Transportafstandene til affaldsforbrændingsanlæg vil være forholdsvis korte i forhold til de øvrige scenarier, da der er placeret mange affaldsforbrændingsanlæg i Danmark som kan modtage affaldstræ.

Tilsvarende forventes forholdsvis korte afstande til efterfølgende disponering af restprodukter fra forbrænding. Der regnes med en gennemsnitsafstand på 50 km, der omfatter en stor mængde slagge til anvendelse i anlægsarbejder samt en mindre mængde røggasaffald, der typisk transporteres over længere afstande. Endelig transporteres også en mindre mængde jern til genanvendelse.

Samlet er beregnet et totalt dieselforbrug inklusiv returkørsel på ca. **2 liter per ton TS**,

Tabel 3: Kørselsforbrug ved forbrænding

Afstand til behandling	40 km
Læsstørrelse	15 ton/læs
Dieselforbrug, fuld	3,1 km/l
Dieselforbrug, tom	4,4 km/l
TS%	91 %
I alt	1,61 l/ton TS
Mængde slagge til efterfølgende disponering	0,2 ton
Mængde jern til efterfølgende disponering	0,008 ton
Afstand til efterfølgende disponering	50 km
Læsstørrelse	15 ton/læs
Dieselforbrug, fuld	3,1 km/l
Dieselforbrug, tom	4,4 km/l
I alt	0,38 l/ton TS

Forbrug og produktion

Der er knyttet et energiforbrug til bl.a. røggasrensning samt forbrug af vand og kemikalier ved affaldsforbrænding. Elektricitetsbehovet varierer mellem ca. 60 kWh/ton og ca. 100 kWh/ton affald, som forbrændes. Her forudsættes et elektricitetsforbrug på 80 kWh/ton.

Produktionen af el og fjernvarme varierer meget afhængig af udnyttelsesgraden af affaldets energiindhold. Energiudnyttelsesgraderne på moderne affaldsforbrændingsanlæg varierer meget men ligger typisk mellem 80 % og 90 % af den nedre brændværdi med en fordeling på el og fjernvarme på hhv. ca. ¼ og ¾.

Den nedre brændværdi af et ton træaffald er 18 GJ/ton TS, hvorfor der forudsættes produceret **ca. 1,0 MWh el og 3,2 MWh varme** per ton TS affaldstræ til forbrænding.

Emissioner

Emissioner fra forbrænding afhænger til dels af inputmaterialet og til dels af røggasrensningsteknologien. For tungmetaller, som er indeholdt i affaldstræet, antages det at, de fordeler sig til røggassen som tungmetaller indeholdt i almindelig blandet dagrenovation.

DTU har tidligere udført forsøg, bl.a. ved Affaldscenter Århus, hvor metalleres skæbne er undersøgt og man har herved beregnet og vurderet fordelingskoefficienter, som fordeler en række metaller til luft, slagge og røggasrensningsaffald. Dette er gjort ved kontinuert målte mængder og koncentrationer i alle outputstrømmene fra et affaldsforbrændingsanlæg over et givent tidsrum. Disse fordelingskoefficienter vil variere og er afhængige af røggasrensningsteknologien, men som udgangspunkt bruges her fordelingskoefficienterne fra Århus, hvilke kan ses i Bilag 5.

Emissioner som ikke er direkte knyttet til den kemiske sammensætning kaldes processpecifikke emissioner. Det kan bl.a. være nitrogen oxider (NO_x), dioxiner og hydrogenklorider (HCl). For disse processpecifikke emissioner anvendes gennemsnitsdata fra 2004 (publiceret i 2005) for fire af de største affaldsforbrændingsanlæg i Danmark, se Tabel 3.

Tabel 3: Processpecifikke emissioner fra forbrænding (Amagerforbrænding, 2005; Vestforbrænding, 2005; Århus Kommunale Værker, 2005 & KARA, 2005)

g/ton	Amager- forbrænding	Vest- forbrænding	Affaldscenter Århus	KARA	Gennemsnit
Støv	12,1	2	46	86	37
CO	99	153		56	103
HCl	19,6	13	303	83	105
SO ₂	127	110	720		319
NO _x	765	1142			954
HF		0,6	2,6	1,9	1.7
Dioxin	2,5E-08	4,3E-07			2.3E-07

Der er pr. 1. jan. 2006 indført strammere rensningskrav på affaldsforbrændingsanlæg. Der er ikke taget udgangspunkt i disse, da der i denne vurdering sammenlignes med et biomassefyret kraftvarmeværk fra begyndelsen af 2000-tallet.

3.3. Forbrænding på biomassefyret kraftvarmeværk i Sverige

3.3.1. Beskrivelse af biomassefyret kraftvarmeværk

I 2003 blev der registreret en eksport af træ- og korkaffald fra Danmark til Skåne på 23.416 tons, hvoraf hovedparten var affaldstræ til energiværker i den centrale del af Skåne. Affaldstræ, der anvendes i biomassefyrede energianlæg i Sverige, defineres som biobrændsel, hvorfor anlæggene ikke skal leve op til forbrændingsdirektivets emissionskrav for medforbrænding af affald.

Den producerede mængde energi fra svenske biomassefyrede energianlæg består altid af fjernvarmeproduktion og i nogle tilfælde også elektricitetsproduktion. Det forudsættes her at affaldstræet anvendes til energifremstilling på et moderne biomassefyret kraftvarmeværk. Det er ikke tilfældet i dag, hvor affaldstræ også udnyttes på rene varmeværker.

Det antages at tilførsel af affaldstræ til kraftvarmeværkerne ikke påvirker mængden af biomasse, der bliver udnyttet i energiproduktion, da der forudsættes at være tilstrækkelig kapacitet på kraftvarmeværker i Sverige. Begrundelsen er, at der på sigt vil være marked for energiudnyttelse af biomasse, fordi det er CO₂-neutral og dermed med CO₂-kvoterne vil få en stadig større markedsandel.

Det antages også at fjernelse af træaffald fra affaldsforbrændingsanlæggene ikke vil have en indflydelse på hvor meget affald der forbrændes. Dvs., at det affaldstræ, der udsorteres ikke bliver erstattet af andet affald – idet der er forbrændingskapacitet nok i Danmark, og det på nuværende tidspunkt ikke er tilladt at importere affald til forbrænding i Danmark.

3.3.2. Livscyklusopgørelse af biomassefyrede kraftvarmeværker

Livscyklusopgørelse for forbrænding af affaldstræ på et biomassefyret kraftvarmeværk beregnes på følgende måde:

$$\begin{array}{l} \text{forbrug og emissioner ved sortering og transport til kraftvarmeværk} \\ + \text{ forbrug og emissioner ved forbrænding af affaldstræ} \\ - \text{ forbrug og emissioner ved fortrængt energiproduktion med fossile brændsler} \\ \hline = \text{ Total LCI} \end{array}$$

Transport

Transportafstandene til kraftvarmeværker i Sverige fra hvor affaldstræet produceres, skønnes til at gennemsnitligt være ca. **200 km**. Det vil medføre et totalt dieselforbrug for transport af affaldstræ samt transport af restprodukter til deponering inklusive returkørsler på cirka **5,4 liter per ton TS**. Udover disse 6 liter er der også formodet at være et energiforbrug ved sortering og neddeling af affaldet inden det sendes til det biomassefyrede kraftvarmeværk, hvilket er estimeret til at være **1,5 l per ton TS** (beregnet ud fra Rasmussen, H., 2005).

Tabel 4: Kørselsforbrug ved brug i biomassefyret kraftvarmeværk

Afstand til behandling	200 km
Læsstørrelse	30 ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2,3 km/l
Dieselforbrug, tom	4 km/l
TS%	91 %
I alt	5,02 l/ton TS
Mængde slagge til efterfølgende disponering	0.2 ton
Afstand til efterfølgende disponering	50 km
Læsstørrelse	15 ton/læs
Dieselforbrug, fuld	3.1 km/l
Dieselforbrug, tom	4.4 km/l
I alt	0.37 l/ton TS

Forbrug og produktion

Som referenceanlæg for biomassefyring bruges her data for fyring med skovbrændsel på kraftvarmeværk fra en LCA udført for Vattenfalls elektricitetsproduktion og gengivet i (Uppenberg, S. et al., 2001). Der opgives i den samme rapport data for forbrænding af Salix (energiagrøde), men da der ikke er nogen væsentlig forskel mellem værdierne for de to brændsel, bruges her tallene for skovbrændsel.

Videre er der her valgt at bruge værdier for et anlæg der bruger CFB teknologi (circulating fluidized bed). For denne er der opgivet en total virkningsgrad på 91 %, hvoraf 27 % er elektricitet. Ifølge rapporten er dette tekniskniveau repræsentativt for et fremtidigt anlæg (fremtid i forhold til 2001).

Energiforbrug og energi produktion knyttet til fyring af 1 MJ brændsel kan ses i Tabel 5. Værdierne er baserede på 121 gram biobrændsel og skovbrændslet kan ifølge rapporten antages at have et vandindhold på 50 %, hvilket giver et nedre brændværdi på ca. 16,5 GJ/ton TS.

Tabel 5: Energiforbrug og produktion per MJ brændsel fyret i biomassefyret kraftvarmeværk (Uppenberg, S. et al., 2001)

	CFB kedel
Energiforbrug (kWh)	
Elektricitet	$4,14 \cdot 10^{-6}$
Naturgas	$1,46 \cdot 10^{-5}$
Olie	$1,72 \cdot 10^{-5}$
Kul	$5,18 \cdot 10^{-5}$
Energiproduktion (kWh)	
Elektricitet	$7,5 \cdot 10^{-2}$ (27%)
Varme	$1,78 \cdot 10^{-1}$ (64%)

Det antages at energiforbruget er det samme i tilfælde af brug af biomasse og affaldstræ. Biomassen forudsættes udnyttet på et andet tilsvarende biomassefyrede kraftvarmeværk

med samme energieffektivitet som hidtil, hvorfor energigevinsten ved scenariet bliver den energi, der produceres på affaldstræet med en brændværdi på ca. 18 GJ/ton TS og en deraf følgende energiproduktion **på ca. 1,35 MWh el og 3,2 MWh varme** per ton TS affaldstræ, der går til fyring på biomassefyrede kraftvarmeværk.

Udgangspunktet er, at et biomassefyrede kraftvarmeværk kan være lidt mere energieffektiv end et affaldsforbrændingsanlæg, fordi affald er et mere vanskeligt brændsel, og fordi den øgede røggasrensning på et affaldsforbrændingsanlæg koster mere elektricitet. I praksis kan der dog være stor forskel på energieffektiviteten på et biomassefyrede kraftvarmeværk, og det er forskelligt om et de biomassefyrede anlæg alene producerer varme eller både varme og el.

Emissioner

De processpecifikke emissioner, der anvendes i analysen stammer fra det valgte moderne anlæg baseret på skovbrændsel.

Det har ikke været muligt at rekvirere data for den type emissioner ved fyring med affaldstræ, hvorfor de antages at være de samme som ved fyring med anden biomasse. Det kan argumenteres med, at processpecifikke emissioner er mindre knyttet til den kemiske sammensætning af brændslet. Men da forureninger i brændslet har en vis betydning, indebærer forudsætningen dog en vis usikkerhed.

Til gengæld afhænger disse emissioner af røggasrensningen på anlægget. Under de nuværende vilkår er der stor forskel på emissioner på de forskellige anlæg. Røggasrensningen fastsættes typisk efter fastsatte emissionsvilkår, og en svensk undersøgelse viser, at der i praksis er stor variation i emissionsvilkårene for forskellige anlæg (Karlsson, L., 2000). De forudsatte emissioner sammenlignes i Tabel 6 med emissionsvilkår på forskellige svenske biomassefyrede kraftvarmeværker.

Tabel 6: Emissioner og restprodukter per MJ brændsel fyret i biomassefyret kraftvarmeværk

	CFB kedel (Uppenberg, S. et al., 2001).	Emissionsvilkår for svenske biomassefyrede kraftvarmeværk i dag (Karlsson, L., 2000)
Luftemissioner (mg/MJ)		
NO _x	54,8	50 – 200 (100 mest almindelig)
SO ₂	10,0	20 – 240
CO	50,0	90
Partikler	4,97	
HC	0,0318	
CO ₂	X	
NH ₃	-	
Vandemissioner (mg)		
Tot-N (aq)	4,73	
Produktion af restprodukter (mg)		
Restprodukter	1,65	

x ej relevant
- data mangler

For emissioner af øvrige stoffer (tungmetaller mm.) er anvendt fordelingskoefficienter for tungmetaller til luft og restprodukter for et flis fyret anlæg (Sander, B., 2005). Selvom data stammer fra en anden type anlæg end det valgt CFB anlæg, vurderes det dog at de kan anvendes som de mest repræsentative. Fordelingskoefficienterne kan ses i Bilag 5.

3.4. Anvendelse i spånpladeproduktion

3.4.1. Beskrivelse af spånpladeproduktion

Spånpladerne produceret på Novopan Træindustrier er hovedsagelig fremstillet af lim og træ. Træet kommer fra forskellige kilder og er typisk biprodukter fra dansk træindustri, dvs. fra savværker, møbelfabrikker og udynding af skove. Derudover modtages sorteret affaldstræ, der stammer fra storskraldsordninger og bygge- og nedrivningsaffald. Imprægneret træ eller træ indeholdende farlige stoffer modtages ikke. Det spild som opstår ved produktionen bliver enten genanvendt som materiale i produktionen eller brugt i eget kraftvarmeanlæg.

Når affaldstræet er blevet leveret, neddeles det og uønskede affaldsfraktioner så som jern, aluminium, sten, glas mm. udsorteres. Når der anvendes affaldstræ i produktionen af spånplader anvendes der en forøget mængde elektrisk energi til neddeling og rensning af materialet. Når først materialet er neddelt og rensset, medfører det ikke et højere el og energiforbrug end ved brug af andet materiale.

Træ fliserne opdeles efter størrelse, så det fineste bliver til dækspån og det lidt grovere til midtspån. Fordelingen mellem dækspån og midtspån er ca. 40 % dækspån og 60 % midtspån. Spånerne tørres i store ovne før de går videre i produktionen. Ved brug af træaffald spares der energi ved tørringsprocessen, fordi fliserne herfra er mere tørt end flis og rundtræ.

Al varme og størstedelen af el-forbruget til drift af anlæg og bygninger produceres i virksomhedens egne kraftcentraler. Udover det forsynes også ca. 280 husstande i den nærliggende by med fjernvarme.

Mellem den 1. juli 2004 og 30. juni 2005 behandlede 41.450 tons affaldstræ og 26.030 tons affaldsspånplader på Novopan Træindustri AS. Inddragelsen af affaldstræ i produktionen har medført et øget elforbrug på 3000 MWh (**svarende til 49 kWh/ton TS** ved 91 % TS) og et øget forbrug af let dieselolie til køretøjer for internt transport på 20 tons.

Til gengæld er der sparet ca. 63.000 tons vanddamp, hvilket medfører en besparelse på ca. 4.000 tons svær fuelolie - eller ca. **127 l per ton TS** affaldstræ ved 91 % TS¹. Det forbruges dermed forholdsvis meget mere energi til at tørre træ til spånpladeproduktion, end det tilsvarende energitab ved direkte energiudnyttelse af det mere våde råtræ.

¹ Effektiviteten af tørreriet er således at der anvendes ca. 1,85 kg damp/kg vand fordampet. Al damp over 25 t/h (svarende til maksimalt udtag på turbine som bruger biomasse) produceres på heavy fuel olie. Det betyder at al vanddamp der undgås sparer oliefyring (Madsen, A.S, 2005).

3.4.2. Livscyklusopgørelse for spånpladeproduktion af affaldstræ

Livscyklusopgørelse for produktion af spånplader med affaldstræ beregnes på følgende vis:

	forbrug og emissioner ved sortering og transport til spånpladefabrik
+	forbrug og emissioner ved produktion med affaldstræ
-	forbrug og emissioner ved fortrængt produktion med rundtræ
+	forbrug og emissioner ved forbrænding af rundtræ i kraftvarmeværk
-	forbrug og emissioner ved fortrængt energiproduktion med fossile brændsler
+	forbrug og emissioner ved genoparbejdning af jern
-	forbrug og emissioner ved fortrængt produktion af jomfrueligt jern
+	forbrug og emissioner ved genoparbejdning af aluminium
-	forbrug og emissioner ved fortrængt produktion af jomfrueligt aluminium
=	Total LCI

Transport

Kørselsforbruget er estimeret ud fra en antagelse om, at den gennemsnitlige afstand fra genbrugsstationer og lignende til Novopan spånpladefabrik er ca. 170 km. Det medfører et forbrug på ca. **4,3 liter diesel per ton TS** affaldstræ. Derudover er det estimeret at der anvendes ca. **1,5 liter per ton** (beregnet ud fra Rasmussen, H., 2005) til sortering og neddeling, inden transporten finder sted. Transport af spånpladeprodukt er ikke inkluderet.

Tabel 7: Kørselsforbrug ved brug ved spånpladeproduktion

Afstand til behandling	170 km
Læsstørrelse	30 ton/læs
Dieselforbrug, fuld	2,3 km/l
Dieselforbrug, tom	4 km/l
TS%	91 %
I alt	4,26 l/ton TS
Mængde slagge til efterfølgende disponering	0,0288 ton
Mængde jern til efterfølgende disponering	0,008 ton
Mængde aluminium til efterfølgende disponering	0,0013 ton
Afstand til efterfølgende disponering	50 km
Læsstørrelse	15 ton/læs
Dieselforbrug, fuld	3,1 km/l
Dieselforbrug, tom	4,4 km/l
I alt	0,07 l/ton TS

Emissioner

Emissioner til luft fra produktionen er i hovedsag formaldehyd, SO₂ og NO_x. Emissionerne af disse er ifølge miljøgodkendelsen af størrelsesorden der kan ses i Tabel 8. Udover disse emissioner er der også diffuse emissioner af støv, olietåge, kvælstof, ammoniak, partikler etc.

Tabel 8: Emissioner til luft ifølge hele anlæggets miljøgodkendelse (Århus Amt, 2000)

Formaldehyd	4.300-4.900 g/h
SO ₂ fra kraft 5	28.000 g/h
SO ₂ fra kraft 6	30.000 g/h
NO _x fra kraft 5	454 mg/Nm ³

Da det ikke har været muligt at erhverve data for forskellen af emissionsniveauer mellem produktion med rundtræ etc. og produktion med affaldstræ, antages at de processpecifikke emissioner (dioxiner, NO_x, HCl etc.) er ens for de to brændselstyper.

For emissioner af tungmetaller tages der udgangspunkt i de anvendte fordelingskoefficienter for biomassefyrede kraftvarmeværk som beskrevet i afsnit 3.3.

Forbrug og produktion

Der udsorteres både jern og ikke-magnetiske metaller ved sorteringen af affaldstræ. Der udsorteres ca. 300 ton jern svarende til ca. **8 kg per ton TS** affaldstræ og ca. 48 ton aluminium svarende til ca. **1,3 kg per ton TS** affaldstræ.

Ved anvendelse af affaldstræ fortrænges rundtræ, som materiale til spånpladeproduktionen (Madsen, A.S., 2005). Den fortrængte mængde rundtræ antages at udgøre ca. 85 % af den modtagne mængde affaldstræ, da ca. 15 % af denne føres til virksomhedens eget kraftvarmeværk. Det antages at medføre at der kan føres 850 kg TS rundtræ til et biomassefyrede kraftvarmeværk med samme specifikationer givet i afsnit 3.3. Der produceres herved ca. **1,1 MWh el og 2,5 MWh varme** per ton TS affaldstræ Novopan modtager. Denne energiproduktion antages at substituere naturgasbaseret kraftvarme.

Der er under produktionen et forbrug af lim og diverse andre kemikalier (ammoniakvand, paraffinemulsion, ammoniumklorid, farvestof, imprægneringsmiddel). Det antages dog at anvendelsen af affaldstræ ingen indflydelse har på lim og kemikalieforbrug. Der er et årligt forbrug af vand på 62.000 m³ til forskellige formål, men det vurderes at anvendelse af affaldstræ ingen indflydelse har på vandforbruget og at det heller ikke giver øgede spildevandsmængder.

Det antages at en marginal spånplades bortskaffelse er ens med en af træaffald produceret spånplade. Denne antagelse anses være realistisk, da det ofte ses at det er energiforholdene der er af betydning, og brændværdien af de to typer spånplader ville være ens.

4. Resultater

Resultaterne fra livscyklusvurderingen af de tre disponeringsscenarier omfatter både primært energiforbrug, ikke-toksiske effekter, så som drivhuseffekt, fotokemisk ozondannelse, forsuring og næringssaltbelastning samt toksiske effekter. De totale livscyklusopgørelser for de tre behandlingsalternativer kan ses i Bilag 6, Bilag 7 og Bilag 8.

For de ikke-toksiske effekter ses en direkte sammenhæng til energibalancerne ved de undersøgte disponeringsscenarier. Det skyldes at der ved alle disponeringsscenarier spares energi produceret på fossile brændsler. Det betyder samtidig at resultatet er meget afhængig af den valgte systemafgrænsning med hensyn til, hvordan de tre metoder til udnyttelse af affaldstræet indgår i det samlede energisystem.

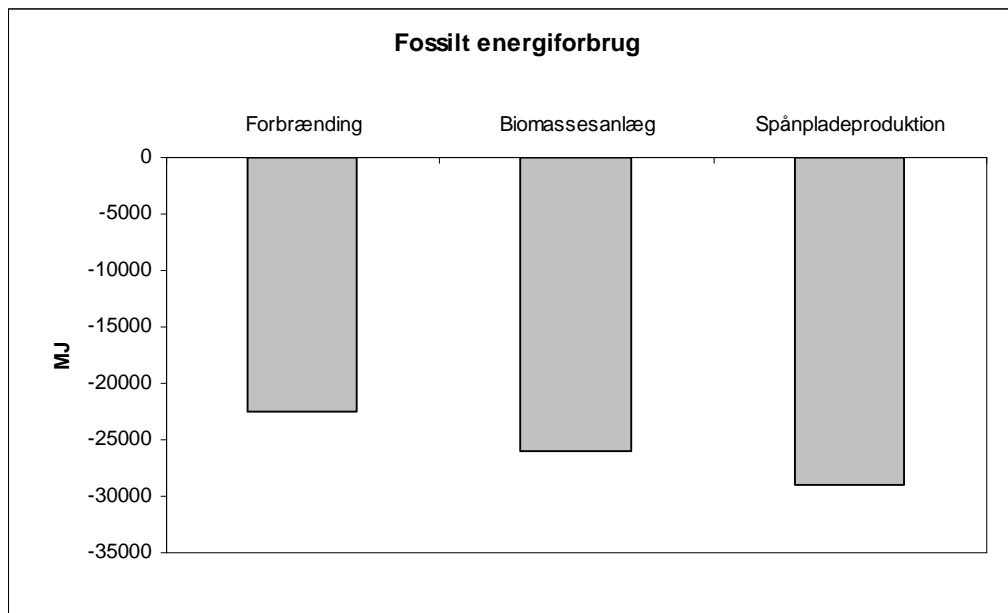
For de toksiske miljøeffekter, der primært skyldes tungmetalforurening til luft, vand og jord, er resultaterne behæftet med en del usikkerhed både pga. generelt meget usikre data for tungmetalforureningers påvirkninger og pga. usikre data for rensningseffekten for tungmetaller. Det sidste har især betydning for vurderingen af disponeringsalternativerne forbrænding på biomassefyrede kraftvarmeværker og spånpladeproduktion.

I det følgende præsenteres først resultatet baseret på de valgte forudsætninger, hvorefter der foretages følsomhedsanalyser på en række usikre parametre.

Energiforbrug og -produktion

Da energiforbrug og sparet energi baseret på fossile brændsler har stor betydning for vurderingen, vises indledningsvist i Figur 2 det fossile energiforbrug/energibesparelse ved de tre forskellige disponeringsscenarier. Positive værdier repræsenterer et øget energiforbrug, mens negative værdier repræsenterer en besparelse.

Det kan ses at både forbrænding, biomassefyret kraftvarmeværk og spånpladeproduktion resulterer i sparet forbrug af fossil energi, fordi det antages at den producerede energi fra affaldstræet fortrænger energi produceret af fossile brændsler. For affaldsforbrænding og udnyttelse i et biomassefyret kraftvarmeværk er det en direkte fortrængning, mens det for udnyttelse af træaffaldet i spånpladeproduktion skyldes, at den sparede råtræ i stedet forudsættes udnyttet i et biomassefyret kraftvarmeværk og dermed i anden omgang også sparer fossile brændsler.



Figur 2: Primære energiforbrug ved de tre disponeringsalternativer for 1 ton TS affaldstræ

Fordelingen af energiforbrug og energibesparelser er vist i Tabel 9. Det ses, at energiforbrug til transport og forbehandling er marginal i forhold til den energibesparelse, der er forbundet med energiproduktion på anlæggene. Det betyder, at transportafstande og forbehandlingsmetoder har meget lille betydning for LCA resultaterne.

For affaldsforbrænding, biomassefyrede kraftvarmeværk og spånpladeproduktion spares fossil energi til både varmeproduktion og el-produktion. Energibesparelsen er større end energiindholdet i affaldstræet, fordi der alternativt skulle anvendes mere primær fossil energi til den samme energiproduktion. Samtidig "koster" elektricitet efter den valgte allokering metode mere fossil energi end fjernvarme. Derfor indebærer el-produktionen en forholdsvis større energibesparelse, end den andel på 25-27 %, som el-produktionen udgør af den samlede energiproduktion på affaldsforbrændingsanlæg eller biomassefyrede kraftvarmeværk.

Spånpladeproduktion af affaldstræ erstatter fossil energi til el og varme for de 85 % af affaldstræet, der indgår i spånpladeproduktionen. De resterende 15 % frasorteres til enten metalgenanvendelse eller udnyttelse på fabrikkens eget tørreanlæg. Samtidig spares olieforbrug til tørring af råtræ, der er mere fugtig end affaldstræ. Den samlede energibesparelse fra udnyttelse af frasorteret affaldstræ, sparet energi til tørring og sparet energi ved oparbejdning af metal, medfører, at spånpladeproduktion resulterer i den største energibesparelse for de tre disponeringsscenerier

Affaldsforbrænding og anvendelse i biomassefyret kraftvarmeværk bidrager også begge til en stor energibesparelse på fossile brændsler. Biomassefyrede kraftvarmeværker bidrager lidt mere end affaldsforbrændingsanlægget, da biomassefyrede kraftvarmeværker forudsættes at have højere virkningsgrad end affaldsforbrændingsanlæg – både fordi biomasse er et nemmere brændsel end affald og fordi den mere effektive røggasrensning på et affaldsforbrændingsanlæg også er mere elektricitetsforbrugende. Ved

affaldsforbrænding spares en mindre mængde energi til oparbejdning af jern, fordi der frasorteres jern fra slaggen.

Tabel 9: Primært energiforbrug (MJ fossil energi) pr ton TS affaldstræ

	Affaldsforbrænding	Biomassefyret kraftvarmeværk	Spånpladeproduktion
Transport	83	226	182
Forbehandling	0	62	62
Energi til behandling			
Elektricitet ²	-10.160	-13.963	-10.379
Varme ²	-12.275	-12.323	-9.618
Fuel olie			-8.878
Sparet energi fra jern og aluminium genanvendelse	-97		-369
Biomasseforbrænding ³			4
Total	-22.449	-25.998	-28.996

Miljøeffekter

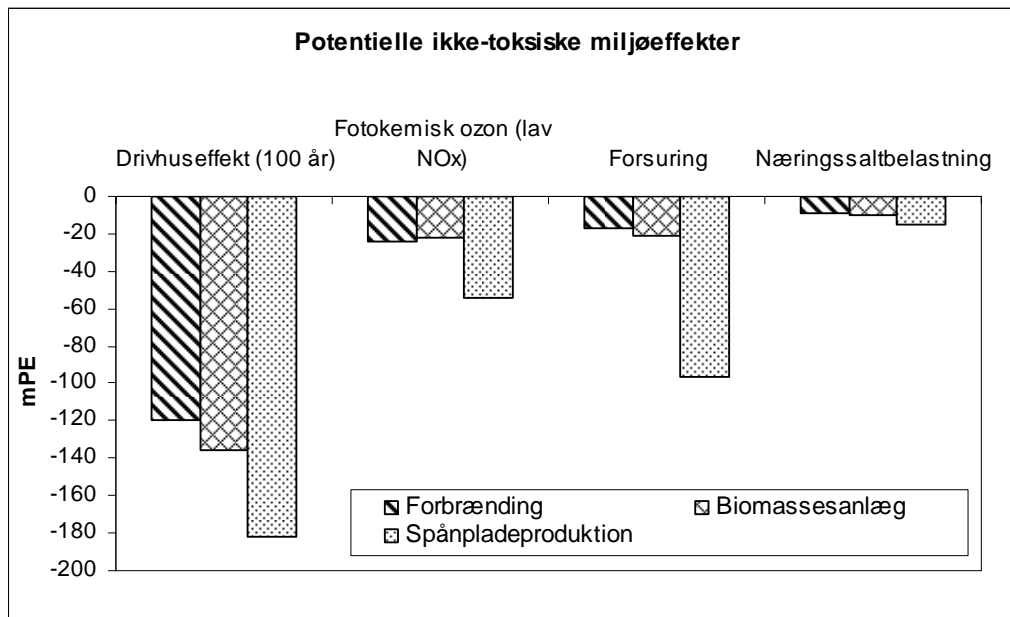
De potentielle miljøeffekter er normaliserede i forhold til en gennemsnitsborgers påvirkning på hver af de opgjorte miljøeffekter og givet i tusindedele af en personækvivalent (mPE). De miljøeffekter, der har de største værdier, er dermed de effekter der er størst i forhold til et gennemsnitligt belastningsniveau. Negative værdier repræsenterer en besparelse eller en undgået påvirkning, hvor positive værdier repræsenterer en potentiel påvirkning.

Målt på denne måde er drivhuseffekten det største ikke-toksiske miljøpotentiale, hvilket har direkte sammenhæng med den sparede fossile energi. Dermed indebærer spånpladeproduktion af affaldstræet den største besparelse på emission af drivhusgasser, mens også udnyttelse i biomassefyrede kraftvarmeværk og forbrænding resulterer i en forholdsvis stor besparelse.

Energiforbrug og produktion har ligeledes stor betydning for de øvrige ikke-toksiske miljøeffekter: fotokemisk ozondannelse, forsuring og næringssaltbelastning. Det skyldes at energiproduktion med fossile brændsler (her naturgas – samt til dels olie ved spånpladeproduktion) har højere emissioner af stoffer der potentielt bidrager til disse kategorier. For eksempel er emissionerne af SO₂, H₂S, HF og HCl afgørende for forsuring; emissionerne af HC, VOC og NMVOC afgørende for ozondannelse og emissioner af NO_x samt andet kvælstof afgørende for næringssaltbelastningen.

² Elektricitets- og varmeforbrug modregnet elektricitets- og varmeproduktion

³ Elektricitets- og varmeproduktion fra biomasseforbrænding er i tabellen inkluderet under Elektricitet og Varme



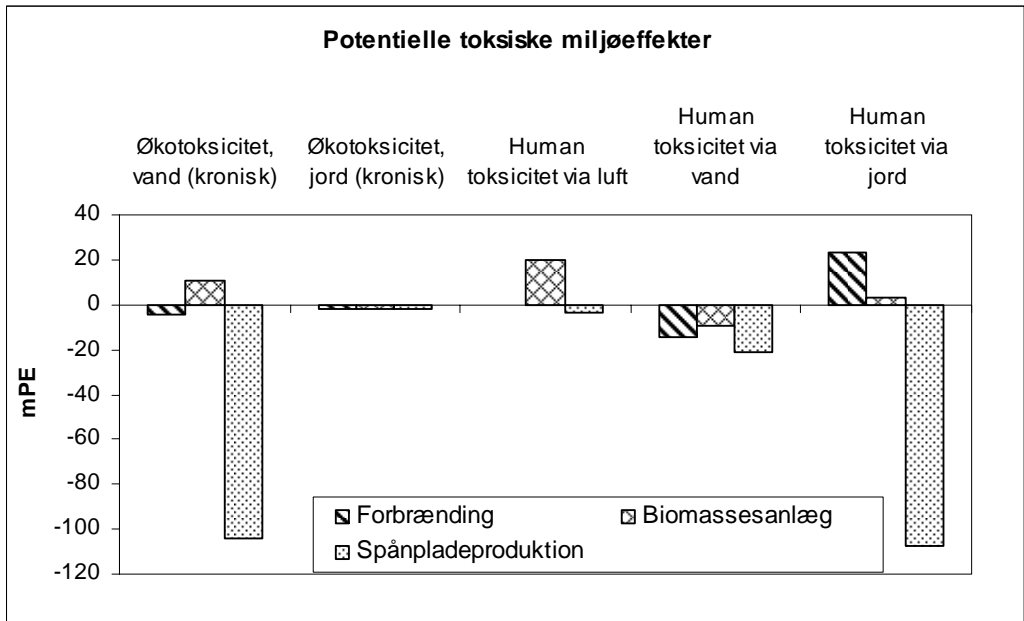
Figur 3: Ikke-toksiske miljøeffektspotentialer ved disponering af 1 ton TS affaldstræ

De toksiske miljøeffekter skyldes primært tungmetalfurening til vand, jord og luft. Her er miljøeffekterne mindre afhængige af energibesparelser.

Set i forhold til en gennemsnitsborgers påvirkning, ses den største potentielle besparelse af toksiske effekter fra spånpladeproduktion, hvilket primært skyldes, at tungmetallerne i affaldstræet "ophobes" i spånpladerne. En anden grund er, at løsningen også medfører sparet fuelolie til tørring af træ, der er forholdsvis tungmetalbelastet.

Generelt ses, at spånpladeproduktion har de mest markante besparelser af miljøeffekter på området, mens biomassefyrede kraftvarmeværk og affaldsforbrændingsanlæg har en mindre betydning.

Biomassefyrede kraftvarmeværker emitterer i de fleste tilfælde flere toksiske stoffer end forbrænding, fordi der renses mindre effektivt end på et affaldsforbrændingsanlæg. Da der er stor usikkerhed forbundet med emissionerne og karakteriseringsfaktorerne for de toksiske miljøeffekter, kan resultater, der ligger i intervallet -20 til 20 mPE dog ikke kan tillægges stor betydning.



Figur 4: Toksiske miljøeffektpotentialer ved disponering af 1 ton TS affaldstræ

5. Følsomhedsresultater

For at vurdere usikkerhederne forbundet med ovenstående resultater er der udført et sæt af følsomhedsscenarier på udvalgte parametre, som enten vurderes at være usikre eller at have væsentlig betydning på resultaterne. Søjlerne i diagrammerne viser de oprindelige resultater, mens følsomheden for de ændrede parametre er vist som usikkerhedsintervaller.

Hvis et vist usikkerhedsinterval "overlapper" resultatet fra andre behandlingsformer, betyder det, at usikkerheden har afgørende betydning for sammenligningen mellem de tre disponeringsscenarier. Modsat kan usikkerhedsintervaller, der ikke "overlapper" resultatet for andre løsninger bruges som argument for, at usikkerheden ikke har betydning for det overordnede resultat fra miljøvurderingen. I konklusionen samles op på de afgørende usikkerheder.

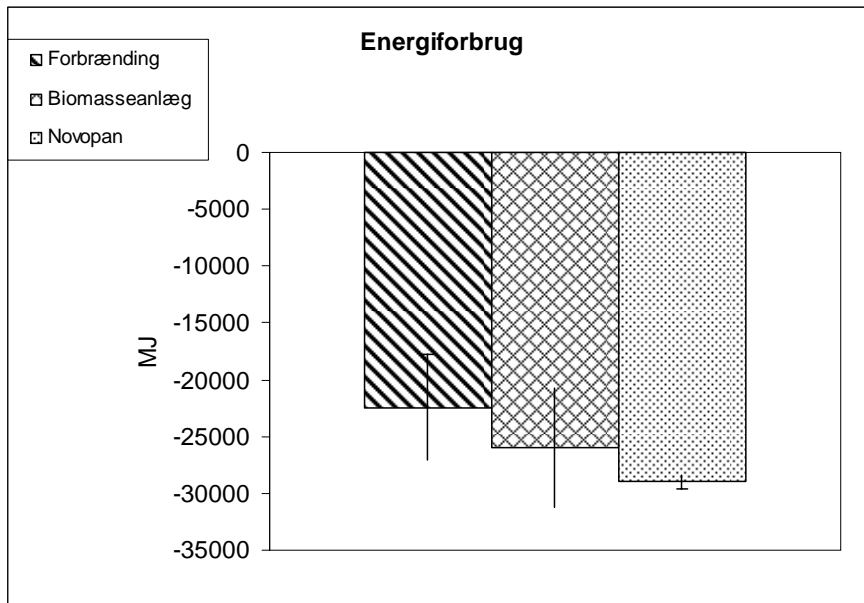
5.1. Affaldstræets brændværdi

Da det tidligere har vist sig i forskellige livscyklusvurderinger af affaldssystemer at resultaterne er afhængige af de energimæssige vurderinger, undersøges affaldstræets brændværdis indflydelse på resultaterne.

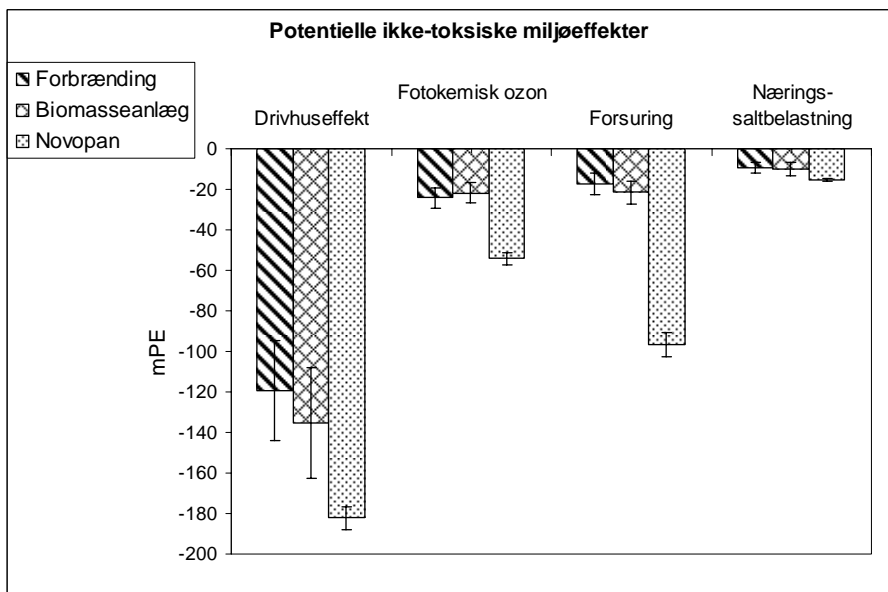
Den forudsatte brændværdi er baseret på data fra andre undersøgelser, og det vurderes at et rimeligt usikkerhedsinterval er hhv. ± 20 %. Brændværdien af biomasse ændres ikke. Forandringen medfører at resultaterne for forbrænding på biomassefyrede kraftvarmeværk i Sverige, forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark samt forbrænding af de frasorterede 15 % på Novopan ændres. Til gengæld ændres ikke på den erstattede fossile energi fra spånpladeproduktion, fordi affaldstræet erstatter en tilsvarende mængde biomasse uanset brændværdi.

Figur 5, Figur 6 og Figur 7 viser at affaldstræets brændværdi har betydning for energigevinsten. Da affaldstræet har den samme brændværdi, uanset om det leveres til affaldsforbrændingsanlæg eller biomassefyrede kraftvarmeværk, ændres der ikke på sammenligningen mellem de to løsninger. Derimod kan en brændværdi på op i mod 20 GJ/ton affaldstræ medføre, at energjudnyttelse af affaldstræet medfører en større energigevinst end spånpladeproduktion.

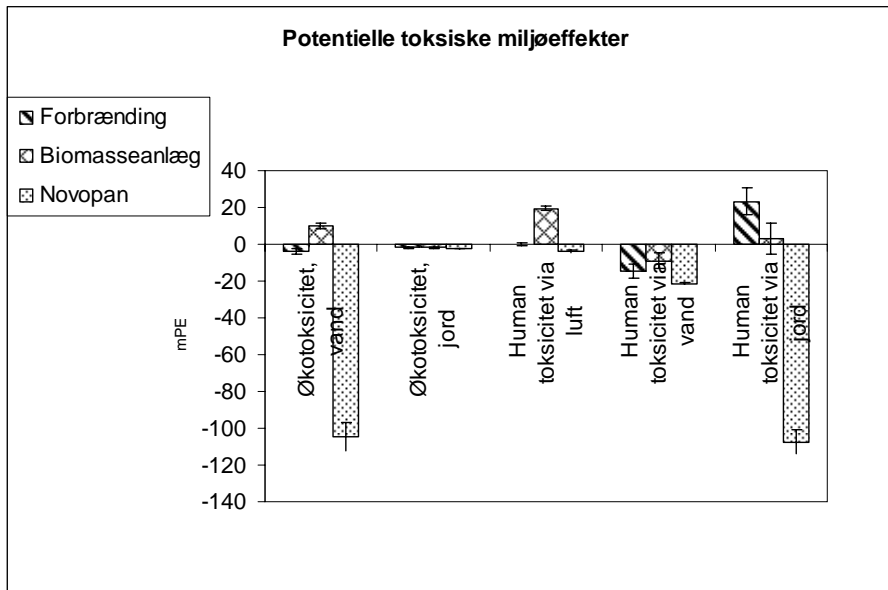
En ændret brændværdi påvirker også de ikke-toksiske og de toksiske miljøeffektpotentialer. Disse forandringer hænger direkte sammen med fortrængningen af fossile brændsel, og de øgninger/mindskninger af emissioner som dette medfører. Forandringerne er dog ikke af den størrelsesorden at de vil have indflydelse på rangordningen af alternativerne.



Figur 5: Påvirkning af energiforbrug ved ændring af brændværdi



Figur 6: Påvirkning af ikke-toksiske effekter ved ændring af brændværdi



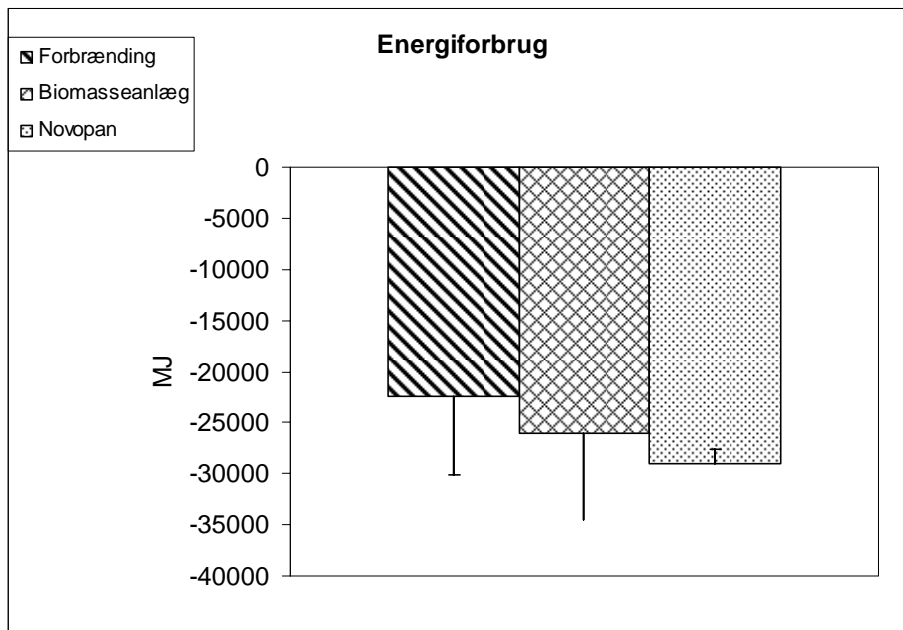
Figur 7: Påvirkning af toksiske effekter ved ændring af brændværdi

5.2. Tørstofindhold af affaldstræ

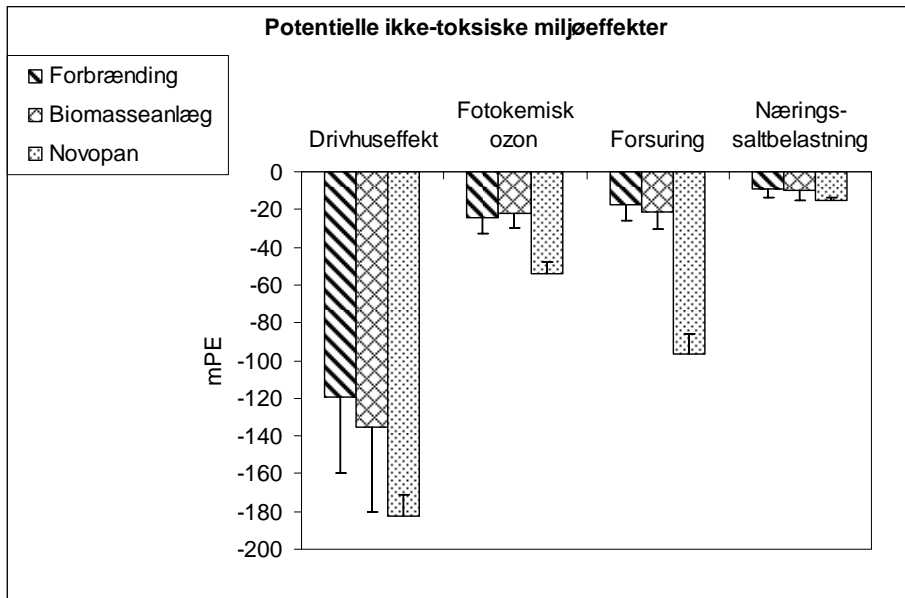
Vandindholdet i træet efter det har været igennem neddeling, behøver nødvendigvis ikke være det samme som indholdet før neddeling. Dels kan træet blive mere tørt efter som vand kan evaporere, da der ved knusning bliver udviklet varme og der også bliver blæst luft igennem affaldet. Dels kan træet også blive vådere da der på nedknusningsanlægget er automatisk nedkøling ved, at vand sprøjtes på affaldet. Desuden er sammensætningen af affaldstræ meget heterogent og kan variere meget fra gang til gang. På baggrund af bl.a. disse argumenter testes her følsomheden af tørstofindholdet i affaldet. Denne parameters betydning testes ved at ændre TS fra 90 % til 68,5 %, som er den tørstofprocent, Novopan opfatter at deres indkommende affaldstræ har.

Da affaldstræets brændværdi forudsættes uændret på 16,5 GJ/ton, betyder den lavere tørstofprocent, at energiindholdet i et ton TS træ stiger fra 18 til ca. 20 GJ/ton TS. Det betyder, at energigevinsten øges ved forbrænding og udnyttelse på biomassefyrede kraftvarmeværk, men at det ikke ændres på rangfølgen mellem de to løsninger. Til gengæld bliver energigevinsten ved spånpladeproduktion mindre end de to øvrige løsninger, fordi der skal bruges mere olie til at tørre affaldstræet. Forandringerne af de ikke-toksiske og de toksiske miljøeffektpotentialer, se Figur 9 og Figur 10, er en direkte følge af at energiforholdene ændrer sig.

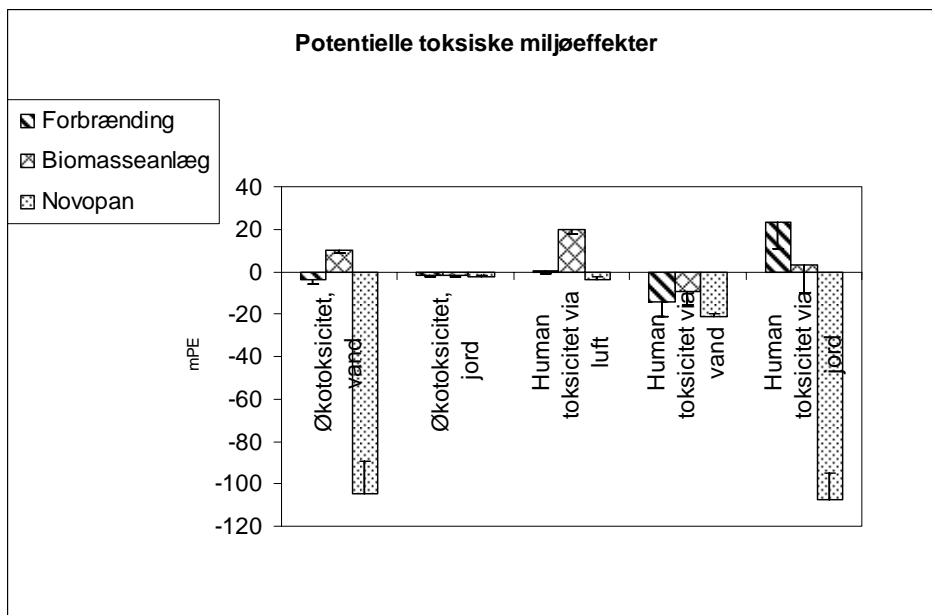
Det kan konkluderes at tørstofindholdet er vigtigt for konklusionerne mht. energi og ikke-toksiske påvirkningskategorier, mens det er ubetydeligt for konklusionerne mht. toksiske påvirkningskategorier.



Figur 8: Påvirkning af energiforbrug ved ændring af tørstofindhold



Figur 9: Påvirkning af ikke-toksiske effekter ved ændring af tørstofindhold



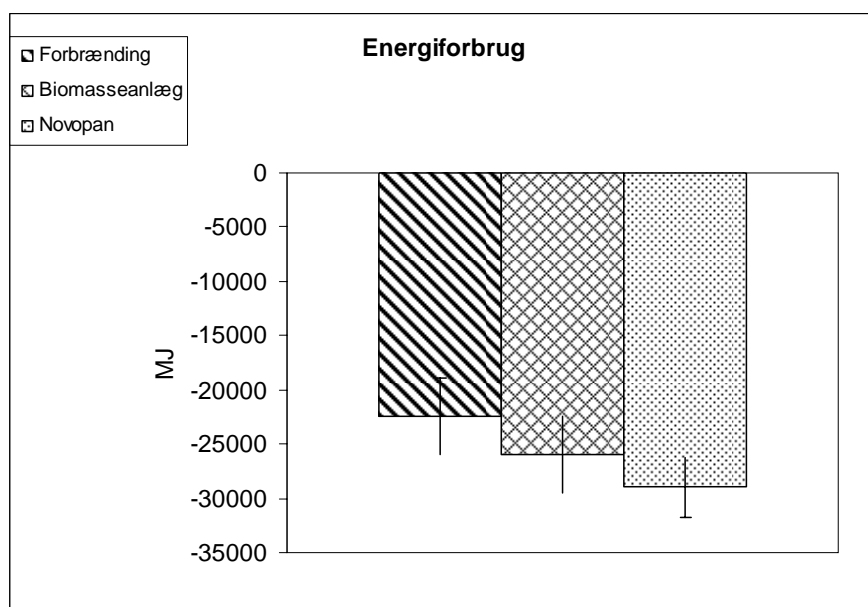
Figur 10: Påvirkning af toksiske effekter ved ændring af tørstofindhold

5.3. Elektricitets- og varmekoefficienter

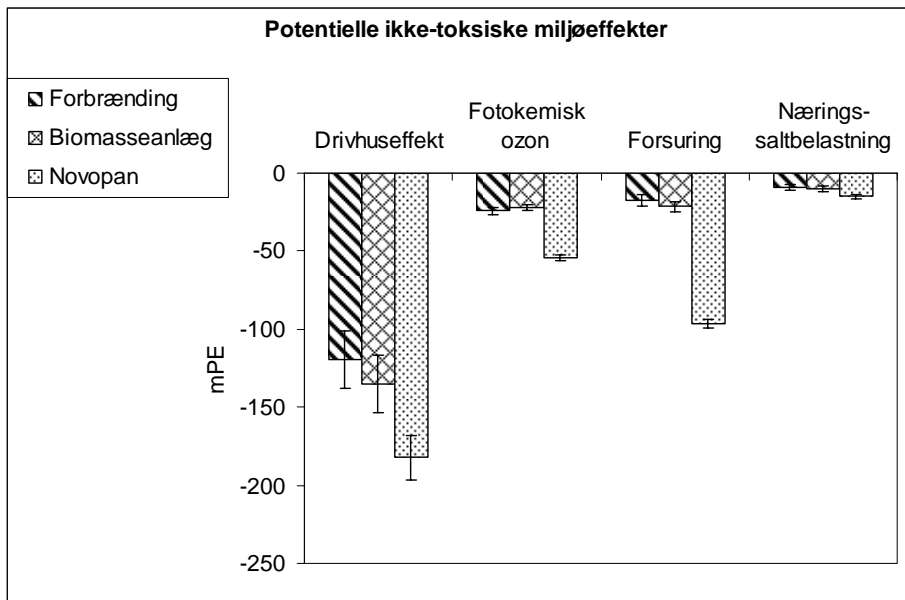
Som nævnt tidligere har energiproduktionen/forbruget en stor betydning for resultaterne, og derfor testes elektricitetsvirkningsgraden og varmekoefficienten for affaldsforbrændingsanlægget, biomassefyrede kraftvarmeværket og kraftvarmeværket ved spånpladefabrikken. Der testes for en ændret virkningsgrad på hhv. $\pm 5\%$ både for varme og elektricitet, hvilket er realistisk for alle 3 behandlingsteknologier.

Resultaterne viser at energimæssigt har virkningsgraden en så stor indflydelse at det kan ændre rangordningen mellem både affaldsforbrændingsanlæg og biomassefyrede kraftvarmeværk og mellem biomassefyrede kraftvarmeværk og spånpladeproduktion.

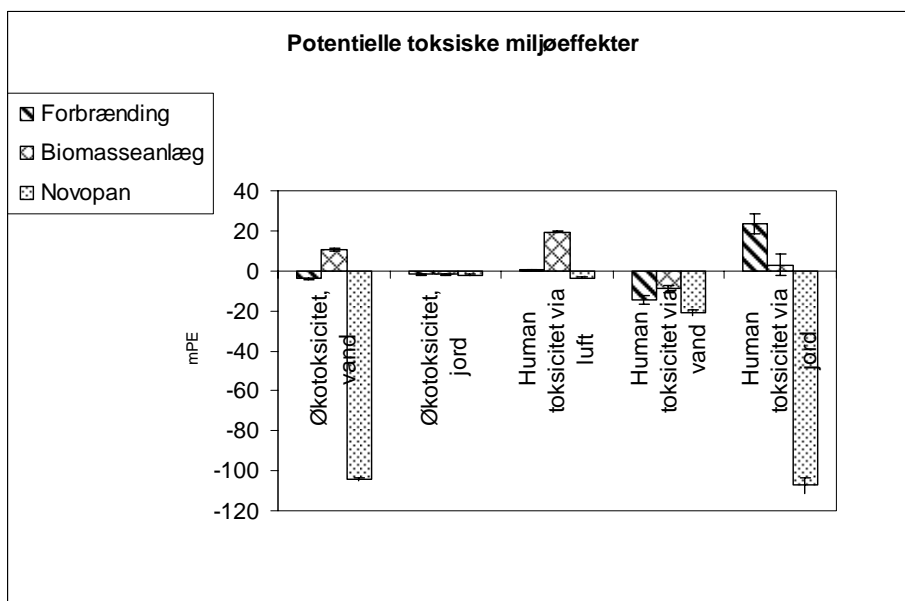
Forandringen har også en indflydelse på de ikke-toksiske og de toksiske miljøeffekter, men ændringerne er ikke så store at de kan rykke på konklusionen at spånpladeproduktion har den største miljøgevinst.



Figur 11: Påvirkning af energiforbrug ved ændring af virkningsgrader



Figur 12: Påvirkning af ikke-toksiske effekter ved ændring af virkningsgrader



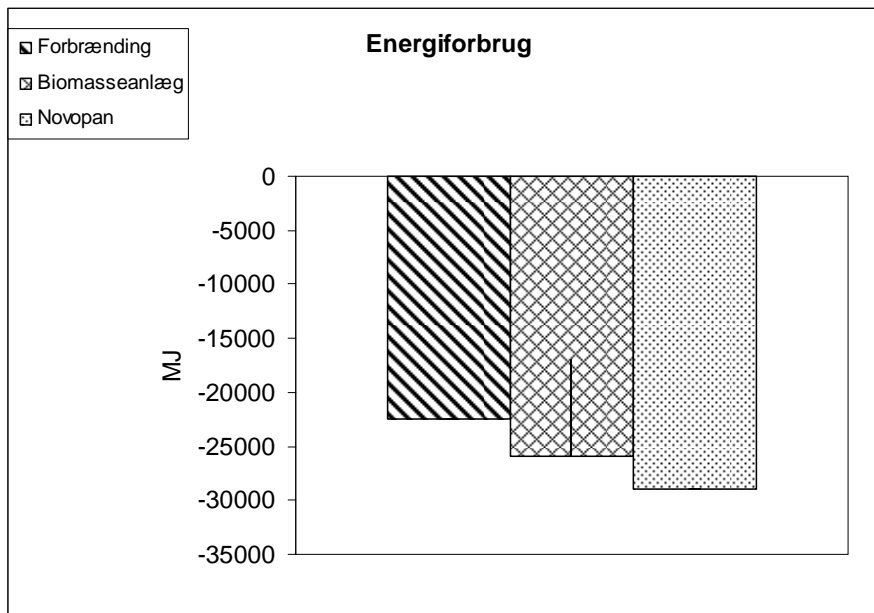
Figur 13: Påvirkning af toksiske effekter ved ændring af virkningsgrader

5.4. Ingen elektricitetsproduktion på biomassefyrede kraftvarmeværk

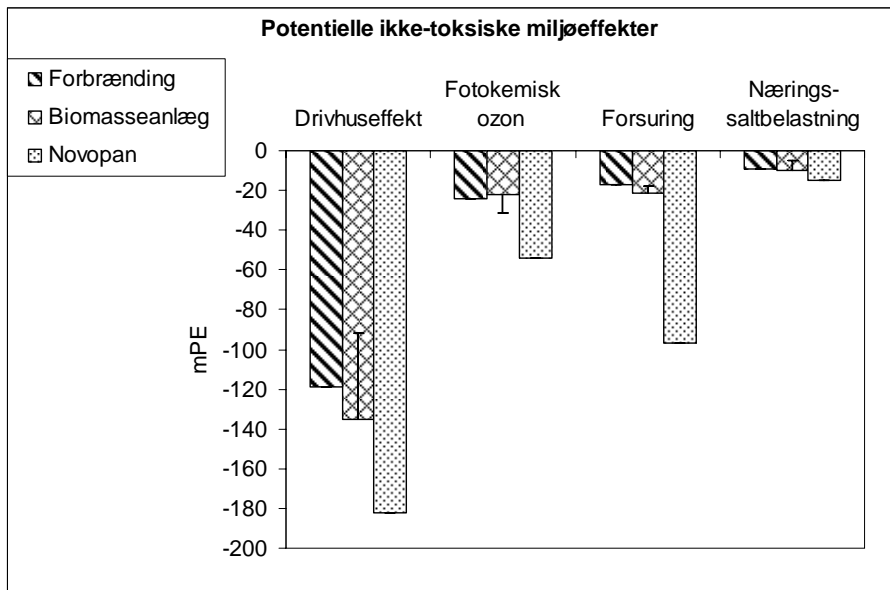
Det er almindeligt at der kun produceres varme på biomassefyrede energianlæg i Sverige, mens det tilsvarende er mest almindeligt at affaldsforbrændingsanlæg i Danmark producerer både elektricitet og varme. Derfor testes følsomheden ved en ændring, hvor affaldstræ udnyttes på et biomassefyret varmeværk, der ikke producerer el, men i stedet har en varmevirkningsgrad på 90 %.

Som det kan ses i Figur 14 bidrager denne forandring til at energigevinsten ved biomassefyrede varmeværker bliver mindre end ved affaldsforbrænding. Det skyldes, at elektricitet anses for en mere "ædel" vare end varme og derfor er brændselsforbrug og emissionerne ved produktion af varme og elektricitet allokeret med en større andel til produktion af elektricitet i forhold til varme.

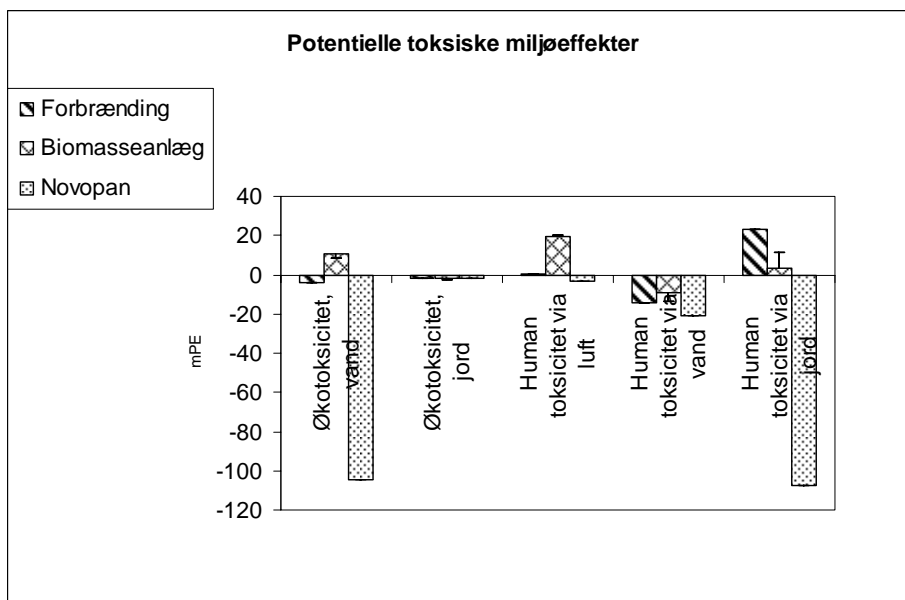
Derfor fortrænges mindre brændselsforbrug, når der kun produceres varme, end når der også produceres el. For de fleste miljøpåvirkningskategorier gør det samme sig gældende, dvs. at biomassefyrede varmeværker får en større miljøeffekt, se Figur 15 og Figur 16. Affaldstræ, der udnyttes i biomassefyrede værk der kun producerer varme, vil dermed i de fleste tilfælde være en miljømæssigt ringere løsning end både spånpladeproduktion og udnyttelse i et kraftvarmeproducerende affaldsforbrændingsanlæg.



Figur 14: Påvirkning af energiforbrug ved produktion af kun varme



Figur 15: Påvirkning af ikke-toksiske effekter ved produktion af kun varme



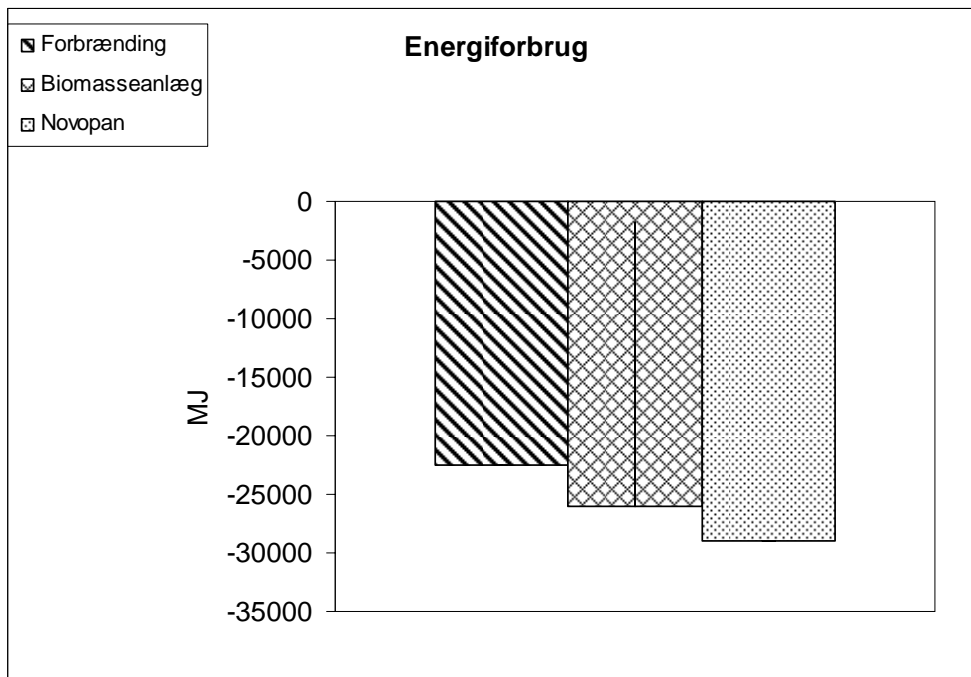
Figur 16: Påvirkning af toksiske effekter ved produktion af kun varme

5.5. Begrænset kapacitet på biomassefyrede kraftvarmeværk

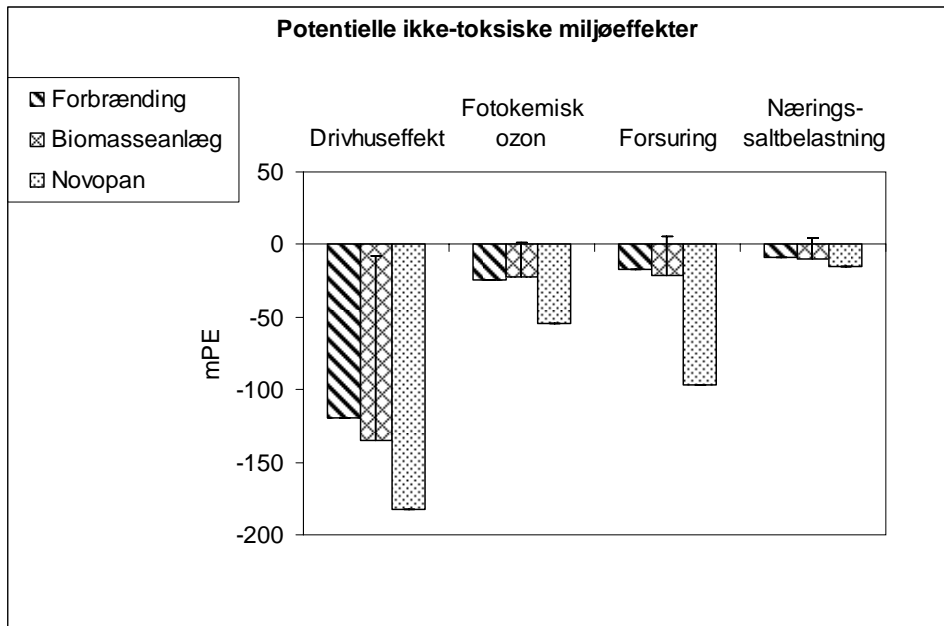
Antagelsen om at kapaciteten for forbrænding af biomasse er tilstrækkeligt stor for at modtage den biomasse der fortrænges ved brug af træaffald som brændsel, kan i et kort tidsperspektiv måske være u hensigtsmæssig. Derfor undersøges her effekten af, at al kapacitet på biomassefyrede kraftvarmeværk udnyttes, og at affaldstræ dermed vil erstatte en tilsvarende mængde biomasse, der ikke kan udnyttes og bliver tilbage i skovene.

Der er i denne vurdering ikke taget højde for andre mulige forandringer som ellers kan opstå ved at biomassen ikke kan energiudnyttes, så som evt. forandret skovbrug.

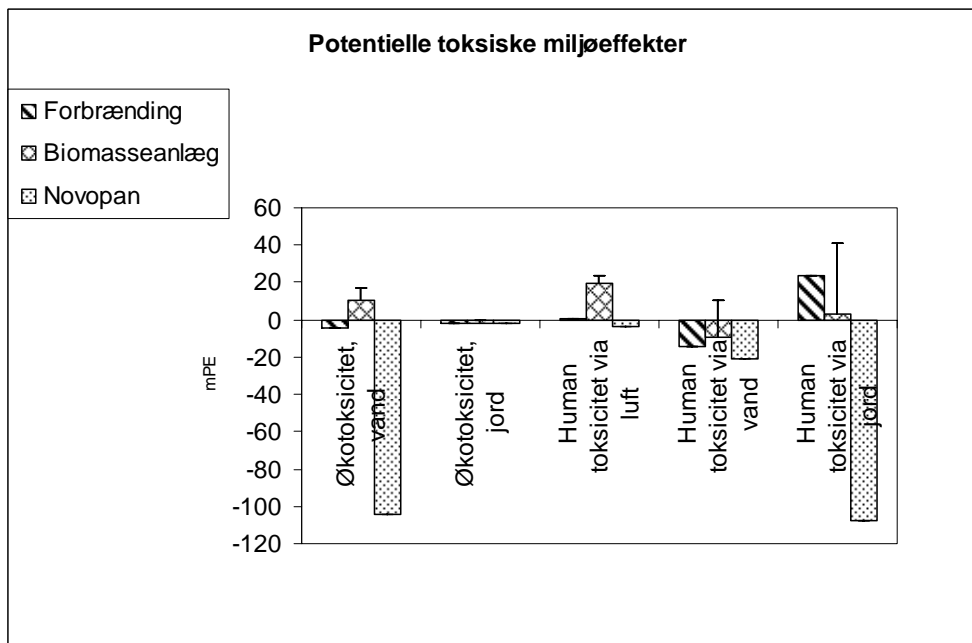
En sådan ændret forudsætning har stor indflydelse på resultaterne, da biomasseforbrændingen nu bliver energimæssigt meget ringere, se Figur 17. Som det kan ses i Figur 18 afspejles denne forringelse også i at påvirkningen i de ikke-toksiske miljøeffekter i mange af tilfældene går fra at være godskrivninger til belastninger. Videre bliver også påvirkningen for de toksiske effekter større, igen på grund af den mindskede godskrivning af energiproduktion vha. fossile brændsler, se Figur 19.



Figur 17: Påvirkning af energiforbrug ved ændring af kapacitet på biomassefyrede kraftvarmeværk



Figur 18: Påvirkning af ikke-toksiske effekter ved ændring af kapacitet på biomassefyrede kraftvarmeværk



Figur 19: Påvirkning af toksiske effekter ved ændring af kapacitet på biomassefyrede kraftvarmeværk

5.6. Fortrængning af kulbaseret energi i stedet for naturgasbaseret energi

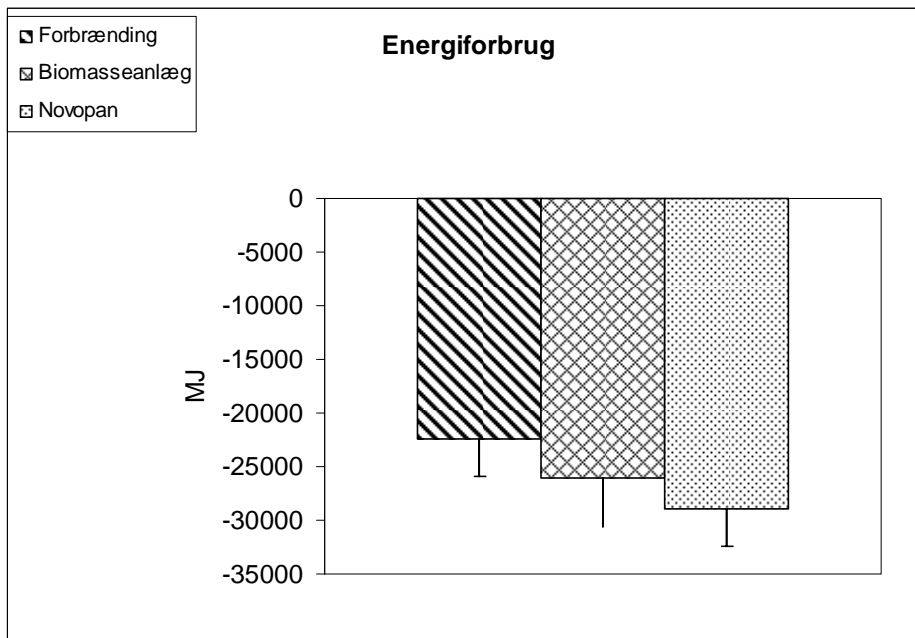
På kort sigt er det muligt at energjudnyttelse af affaldstræ fortrænger kulbaseret elektricitet frem for naturgas baseret elektricitet. Nye udtalelser fra den danske energibranche bekræfter at det på nuværende tidspunkt er kul der er marginal el i Danmark (Wenzel, H., 2006). Derfor er der udført en følsomhedsvurdering på denne parameter.

Resultatet fra denne forandring kan ses i Figur 20, Figur 21 og Figur 22. For både affaldsforbrænding, udnyttelse i biomassefyrede kraftvarmeværk og ved spånpladeproduktion vil energjudnyttelsen dermed fortrænge mere fossil energi, fordi det koster mere primær energi at producere el fra kul end fra naturgas.

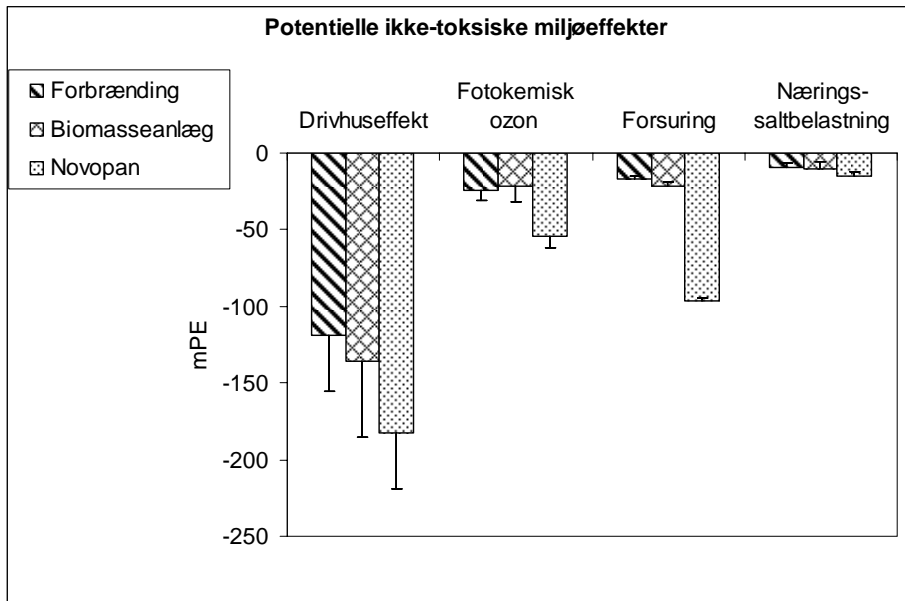
For de ikke-toksiske miljøeffekter opnås en øget besparelse af emissioner, der leder til drivhuseffekt og fotokemisk ozondannelse, fordi el-produktion på kul er mere forurenende på dette område end el-produktion på naturgas. Modsat sker der en lille forøgelse af påvirkningen fra emissioner der bidrager til forsuring og næringssalt belastning, da kulbaseret el her er mindre forurenende end el baseret på naturgas.

For de toksiske effekter ville det betyde en stor besparelse i kategorien humantoksicitet via luft, fordi der ved kulbaseret el-produktion forekommer en større udledning af partikler end ved tilsvarende produktion på naturgas.

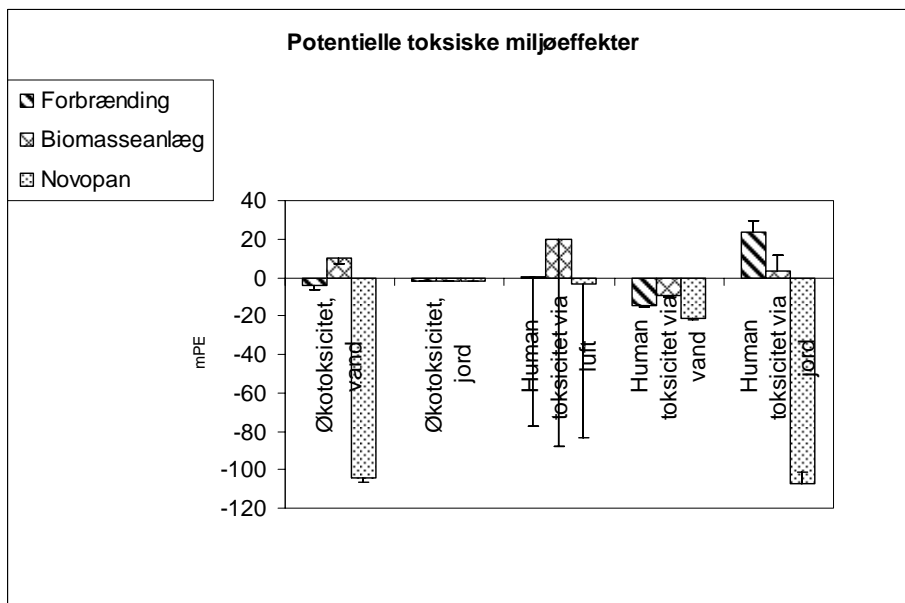
Med det frie el-marked, er det rimeligt at forudsætte, at alle tre behandlingsteknologier fortrænger samme type el-produktion. Dermed vil en sådan ændret forudsætning ikke ændre på rækkefølgen mellem de 3 behandlingsteknologier.



Figur 20: Påvirkning af energiforbrug ved ændring til fortrængning af kulbaseret energi



Figur 21: Påvirkning af ikke-toksiske effekter ved ændring til fortrængning af kulbaseret energi



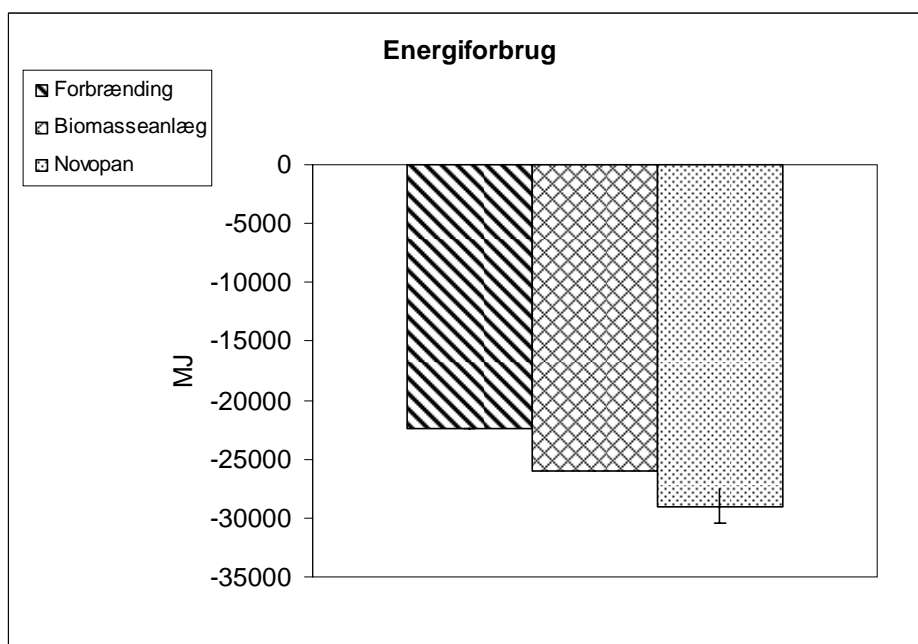
Figur 22: Påvirkning af toksiske effekter ved ændring til fortrængning af kulbaseret energi

5.7. Oliebesparelse på Novopan

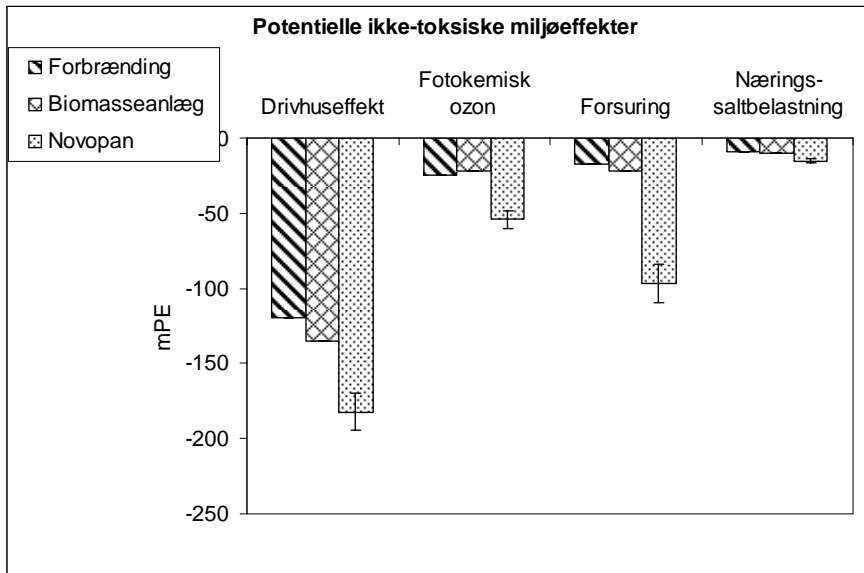
Den store energigevinst ved spånpladeproduktion skyldes til dels, at der med affaldstræet spares en stor mængde olie til tørring, fordi affaldstræet er mere tørt end det råtræ, der ellers ville blive brugt. Det store olieforbrug til tørring er baseret på, at spånpladefabrikken med den nuværende teknologi har et forbrug på 1,85 kg damp/kg fordampet vand.

Tilsvarende aktuelle tal fra europæiske og amerikanske leverandører er nærmere 1,35 kg damp /kg vand fordampet (Madsen, A.S., 2005). Derfor testes resultaterne i forhold til en ændring på $\pm 25\%$ i energi forbrug til tørring.

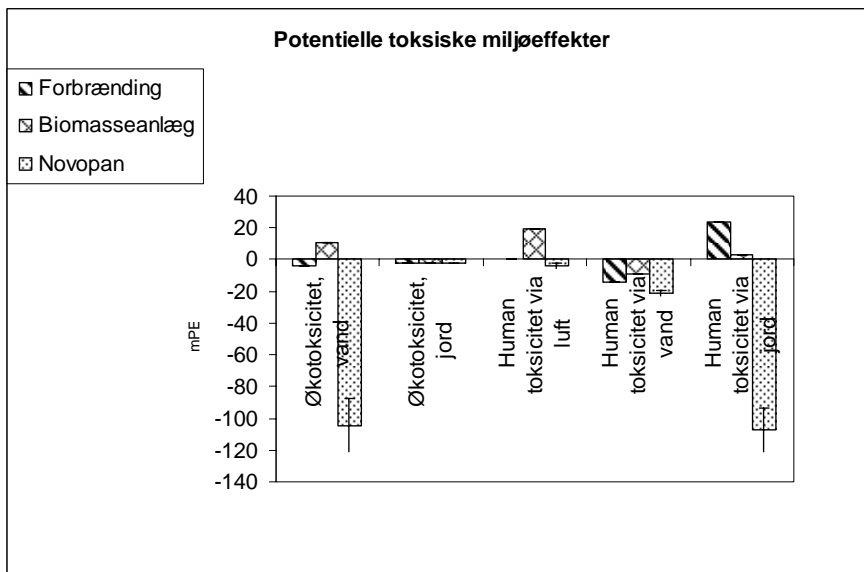
Figur 23, Figur 24 og Figur 25 viser at ændringen ikke have nogen indflydelse på hvordan disponeringsalternativerne energimæssigt rangordnes. Ej heller for de ikke-toksiske og de toksiske miljøeffekter har ændringen nogen konsekvens for rangordningen ved sammenligningen af behandlingsscenarierne, da alternativerne stadigvæk ikke overlapper hinanden. Det vil sige, at i forhold til denne parameter er resultaterne i grundscenariet stadigvæk gyldige.



Figur 23: Påvirkning af energiforbrug ved ændring af olieforbrug



Figur 24: Påvirkning af ikke-toksiske effekter ved ændring af olieforbrug



Figur 25: Påvirkning af toksiske effekter ved ændring af olieforbrug

5.8. Emissioner fra forbrænding af affaldstræ på affaldsforbrændingsanlæg

Emissioner fra affaldsforbrændingsanlæg er baseret på et gennemsnit af målte data fra 2004 fra fire affaldsforbrændingsanlægges grønne regnskab. Emissionerne for nogle af disse anlæg er forholdsvis høje og siden da er nye emissionskrav indført for affaldsforbrændingsanlæg (se Miljøministeriet, 2003). Resultaterne testes derfor i forhold til disse krav.

I forhold til de nye emissionskrav reduceres emissionerne af bly og arsen med hhv. 10 % og 60 % i forhold til de i grundscenariet anvendte gennemsnitsværdier fra 2004. Tilsvarende er der for HCl en reduktion fra 105 g/ton til 50 g/ton og for SO₂ fra 319 g/ton til 250 g/ton. Forandringen har en meget lille indflydelse på resultaterne. Kun to påvirkningskategorier (forsuring og human toksicitet via luft) ændrer sig, sådan at forbrændingsløsningen får en forøget positiv miljøeffekt på mellem 5 og 6 %. Denne lille forandring har ikke nogen betydning for rækkefølgen af behandlingsalternativerne, især da disse påvirkningskategorier i forvejen er forholdsvis små.

Denne lille indflydelse kan både afspejle at forandringen reelt har en lille betydning, og at den øgede røggasrensning på affaldsforbrændingsanlæg har en forholdsvis lille effekt set i forhold til den forudsatte emissionsniveau i 2004. Men det afspejler også at livscyklusvurderingen er begrænset på dette område – bl.a. fordi den kun omfatter karakteriseringsfaktorer for et begrænset antal emissioner f.eks. forsuring for HCl samt for forsuring og human toksicitet via luft for SO₂.

5.9. Sammensætning af affaldstræ

Affald er heterogent, og renheden af affaldstræ kan være meget forskellig fra læs til læs. Samtidig er data for affaldstræ i denne miljøvurdering baseret på en prøve fra spånpladefabrikken, der af hensyn til produktionsprocessen er meget restriktiv mht. affaldets renhed. Det er derfor muligt, at affaldstræ til biomassefyrede kraftvarmeværk er mere forurenet.

Derfor er følsomheden af affaldets indhold af forskellige stoffer blevet testet ved at ændre indholdet af metaller til hhv. en tiendedel og ti gange så meget som det indhold, der var i prøven fra spånpladefabrikken. Denne forandring antages at være af en realistisk størrelsesorden hvis man sammenligner denne undersøgelses affaldsprøver med andre prøver på affaldstræ, herunder en prøve på returtræflis præsenteret i Burman, D. (2005).

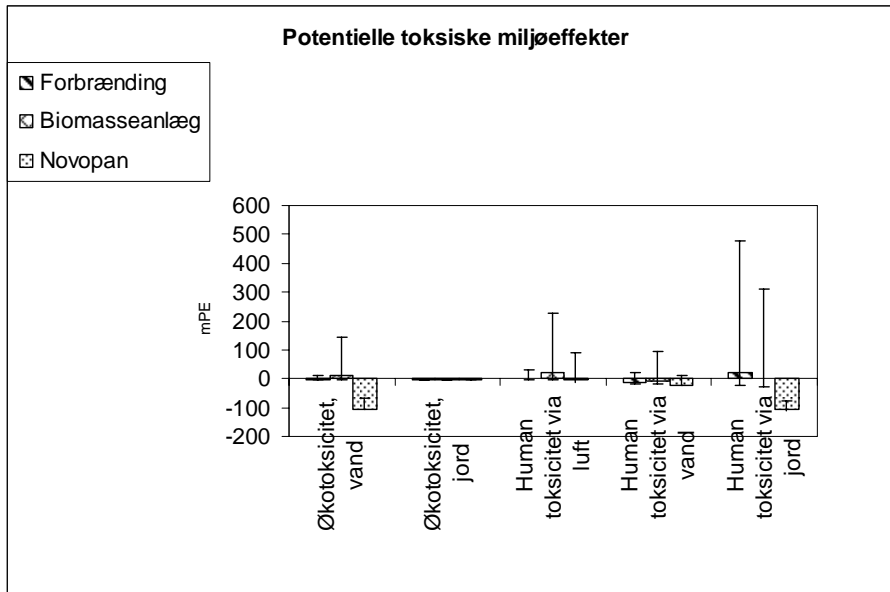
Disse forandringer påvirker ikke energiforbrug eller energiproduktion, men det har stor betydning for de potentielle toksiske miljøeffekter som vist i Figur 26. For disse miljøeffekter viser resultatet at spånpladeproduktion i alle tilfælde på nær et, er det alternativ med mindst miljøbelastning. Resultaterne viser også at rangordningen af de to alternativer forbrænding og biomassefyrede kraftvarmeværk, kan påvirkes af affaldstræets kemiske sammensætning.

Resultaterne er mest følsomme for anvendelse i biomassefyrede kraftvarmeværk. Det skyldes, at affaldstræet udnyttes til energiproduktion på anlæg⁴, der har en dårligere røggasrensning end affaldsforbrændingsanlæg. Det gælder dog ikke for human toksicitet via jord, der især påvirkes af arsen indholdet i affaldstræet. Det hænger sammen med, at der med de anvendte fordelingskoefficienter for emission til luften forudsættes, at der udledes mere arsen fra et affaldsforbrændingsanlæg end fra et biomassefyrede kraftvarmeværk. Emissioner fra spånpladeproduktionen stammer desuden kun fra de 15 % af affaldet, der frasorteres og anvendes i fabrikkens eget kraftvarmeværk, hvilket gør at påvirkningen her er relativt lav.

Det skal i den her sammenhæng påpeges at det her forudsættes at emissioner til luften stiger lineært med indholdet af forureningskomponenter i affaldet, der tilføres anlægget. Dette er kun gyldigt indenfor et vist interval, men det antages her at vi holder os indenfor dette.

Forudsætningen om fordeling af tungmetaller til luft og restprodukter er for biomassefyrede kraftvarmeværker er forholdsvis usikker, og følsomhedsvurderingen viser, at denne forudsætning kan have stor betydning for de toksiske miljøeffekter fra udnyttelse af affaldstræ på biomassefyrede kraftvarmeværker.

⁴ Det forudsættes at affaldstræet udnyttes på et anlæg svarende til biomassefyrede energianlægget. Foreninger i affaldstræet emitteres derfor efter samme fordelingskoefficient som biomassefyrede energianlægget.



Figur 26: Påvirkning af toksiske effekter ved ændring af sammensætning

6. Konklusion

Resultaterne fra denne indledende livscykluscheck viser at de ikke toksiske miljøeffekter så som drivhuseffekt og forsurening hænger nøje sammen med den energigevinst, der er forbundet med det enkelte disponeringsscenario. Det skyldes, at affaldstræet substituerer energiproduktion baseret på fossile brændsel. Samtidig viser analysen, at energiforbrug og emissioner fra transport og forbehandling af affaldstræet har marginal betydning for analysens resultat.

Energi og ikke-toksiske miljøeffekter

Både affaldsforbrænding, udnyttelse på et biomassefyret kraftvarmeværk og spånpladeproduktion medfører en stor besparelse af fossil energi og dermed samtidig en tilsvarende stor besparelse på de ikke-toksiske miljøeffekter.

Genanvendelse af affaldstræ i spånplader har det mest fordelagtige energiregnskab, det vil sige den største besparelse af fossile brændsler. Dette er fordi affaldstræet fortrænger fossile brændsler samtidig som der spares energi til tørring af råtræ og flis, der er mere fugtigt end affaldstræ.

Forbrænding og udnyttelse på biomassefyrede kraftvarmeværk er næsten ligeværdige med forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg, dog med en lille fordel til det biomassefyrede kraftvarmeværk. Dette skyldes at et kraftvarmeproducerende biomassefyret energianlæg antages at have en lidt højere energiudnyttelse end et affaldsforbrændingsanlæg, både fordi biomasse er et nemmere brændsel at håndtere og fordi et affaldsforbrændingsanlæg har et højere elforbrug til røggasrensning.

Toksiske miljøeffekter

De toksiske miljøeffekter, der er primært forbundet med tungmetaller, er mindre afhængige af energivurderingen. På dette område er det spånpladeproduktion, der medfører de mest mærkbare positive miljøeffekter.

For spånpladeproduktion skyldes det dog i høj grad af, at tungmetaller i affaldstræet "bindes" i spånpladerne. En mere omfattende miljøvurdering kunne omfatte eventuel emission af tungmetaller i forbindelse med senere bortskaffelse af spånpladerne, hvilket ville medføre, at løsningen ville få et dårligere resultat for de toksiske miljøeffekter. Hvis denne systemudvidelse foretages skal der også udvides i andre dele af systemet, hvilket gør det svært at vurdere af hvilken betydning denne forandring ville have.

De toksiske miljøeffekter ved forbrænding og udnyttelse i biomassefyrede kraftvarmeværk er ikke så markante og hænger nøje sammen med røggasrensningen. Her burde affaldsforbrænding være en miljømæssigt bedre løsning end et biomassefyrede kraftvarmeværk, fordi der er mere effektiv røggasrensning. Men samtidig er data på dette område usikre og størrelsesordenen så lille, at det er vanskeligt at drage mere konkrete konklusioner.

Ikke målbare miljøeffekter

Miljøvurderingen begrænser sig til de miljøeffekter, der findes kvantitative data for. Samtidig er der ikke medtaget en række mere usikre miljøkonsekvenser. Blandt de ikke indregnede miljøeffekter kan nævnes:

- Langtidseffekt ved bortskaffelse af spånplader med affaldstræ. Her kan de toksiske stoffer ende i miljøet – enten til luft ved affaldsforbrænding eller til vand og jord ved deponering.
- Langtidseffekt ved udsivning af toksiske stoffer fra deponering af restprodukter. Her indebærer affaldsforbrænding en større miljørisiko end de andre alternativer, fordi flere af de toksiske stoffer pga. røggasrensningen ender i røggasproduktet.

Affaldstræets karakter

I dette tilfælde er vurderingen baseret på en analyse af affaldstræ modtaget på spånpladefabrikken. I praksis kan affaldstræ variere meget mht. både brændværdi, tørstofprocent og sorteringsgrad.

Særligt har det en stor betydning, hvordan affaldstræet er sorteret. På spånpladefabrikken afvises dårligt sorteret træ, fordi produktionsprocessen kræver meget rent træ. Hvis det affaldstræ, der leveres til biomassefyrede kraftvarmeværk er mere forurenset, vil denne løsning have mere negative toksiske miljøeffekter i forhold til forbrænding. For at få en miljøfordel ved andre behandlingsmetoder end forbrænding, er det derfor vigtigt, at affaldstræet sorteres effektivt.

Hvis affaldstræet i stedet har en højere brændværdi eller en lavere tørstofprocent end de forudsatte 91 % og 16.4 GJ/ton, kan det betyde, at energiudnyttelse af affaldstræ i biomassefyrede kraftvarmeværk og affaldsforbrændingsanlæg bliver energimæssigt bedre end spånpladeproduktion og dermed også bedre for de ikke-toksiske miljøeffekter.

Energiudnyttelse

Varmevirkningsgraden er meget forskellig på affaldsforbrændingsanlæg og biomassefyrede kraftvarmeværk – afhængig af teknologivalg og anlæggets alder. Følsomhedsvurderingen viser, at varmekoefficienten har afgørende betydning for rangfølgen især mellem forbrænding og udnyttelse i biomassefyrede kraftvarmeværk. Spånpladeproduktion vil dog inden for den vurderede usikkerhed fortsat være den bedste løsning på de fleste miljøeffekter.

Tilsvarende vil det have afgørende betydning, om det biomassefyrede kraftvarmeværk producerer el. På sigt vil det nok være tilfældet, men det er sandsynligt, at en væsentlig del af affaldstræet i dag leveres til rene varmeværker. I det tilfælde vil udnyttelse af affaldstræ i biomassefyrede kraftvarmeværk være en dårligere løsning end affaldsforbrænding vurderet på stort set alle miljøeffekter.

Energiforbruget til tørring af træ på spånpladefabrikken ville kunne reduceres med ca. 25 %, hvis man anvendte nyeste teknologi. Det ville betyde, at spånpladeproduktion ville resultere i en lidt lavere energibesparelse og en mindre fordel for de ikke-toksiske miljøeffekter – men ikke så meget, at det ville ændre på rangordningen i forhold til de andre løsninger.

Systemafgrænsning

Miljøvurderingen er ligeledes baseret på et langsigtet perspektiv, hvor det forudsættes at der vil være tilstrækkeligt kapacitet til udnyttelse af affaldstræet på både affaldsforbrændingsanlæg og biomassefyrede kraftvarmeværk. Det er pt. tilfældet for de danske affaldsforbrændingsanlæg, mens det ikke er afklaret, om det også gælder for svenske biomassefyrede kraftvarmeværk. Hvis affaldstræet på biomassefyrede kraftvarmeværk i stedet fortrænger biomasse, som ikke energiudnyttes, så er løsningen miljømæssigt væsentlig dårligere i forhold til de andre løsninger.

Tilsvarende er det forudsat, at energiproduktionen på affaldstræ vil erstatte naturgasbaseret elektricitets- og varmeproduktion, der anses som den marginale energiproduktion. Hvis man i stedet tog udgangspunkt i, at der fortrænges kulbaseret elektricitet, ville forbrænding, anvendelse i biomassefyrede kraftvarmeværk og spånpladeproduktion resultere i mere positive effekter på en række områder, men det ville ikke ændre i rangordningen mellem løsningerne.

Samlet vurdering

Som nævnt er denne LCA en begrænset vurdering af de mest afgørende miljøfaktorer ud fra de mest tilgængelige miljødata. Der er mange usikkerheder i data – både mht. de konkrete løsninger og mht. de forureningsfaktorer, der benyttes. Desuden har systemafgrænsningen stor betydning for vurderingens resultat, og den afhænger meget af, hvordan de tre løsninger ses i det samlede energisystem.

Miljøvurderingen kan ikke bruges til en entydig vurdering af, hvilken af de tre disponeringsscenerier for affaldstræ, der er mest miljørigtig. Det afhænger af, hvilke miljøeffekter der vægtes mest.

Spånpladeproduktion har dog på de fleste punkter i denne miljøvurdering de bedste resultater, dvs. den mindste miljøpåvirkning. Der fortrænges mest fossile brændsel, og der er mærkbare gevinster i forhold til de ikke-toksiske effekter. Men samtidig bindes nogle af de forurenende stoffer i spånpladerne og løsningen udgør derfor en potentiel miljøbelastning senere, som ikke er medtaget i denne vurdering. Hvis de toksiske effekter vægtes højt kan dette være af betydning.

Energimæssigt har biomassefyrede kraftvarmeværk en fordel set i forhold til affaldsforbrændingsanlæg, mens de to løsninger stort set er ligeværdige for de ikke-toksiske effekter. Forbrænding har et lidt mindre miljøpåvirkningspotentiale i forhold til de toksiske miljøeffekter pga. den mere effektive røggasrensning. Dette kan også medføre, at jo dårligere træaffaldet er sorteret, jo højere miljøbelastning kan der opstå ved udnyttelse af affaldet på et biomasseværk.

7. Litteraturliste

Amagerforbrænding, 2005: Årsrapport 2004

Burman, D., 2005: Förbränning av returträbränsle (RT-flis) med svaveladditiv, Examensarbete Umeå Universitet

Sander, B., 2005: Personlig kommunikation med Bo Sander, Elsam Engineering A/S

KARA, 2005: KARA Grønt regnskab 2004

Karlsson, L., 2000: Miljötilstånd och emissioner för biobränsleeldade anläggningar, Svenska Fjärrvärmeföreningen

Madsen, A.S, 2005: Personlig kommunikation med Anders Skov Madsen, Novopan Træindustri A/S

Miljøministeriet, 2003: Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald, Bekendtgørelse nr. 162 af 11. marts 2003, Miljøministeriet

Rasmussen, H., 2005: Personlig kommunikation med Hanne Rasmussen, Århus Kommunale Værker

Stranddorf, H.K., Hoffmann, L., & Schmidt, A. 2003: LCA vejledning: opdatering af påvirkningskategorier, normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer i LCA. Udvalgte EDIP97-data, Miljøstyrelsen

Hansen, E., 2004: Livscyklusvurdering af deponeret affald, Miljøprojekt nr. 971, Miljøstyrelsen

Uppenberg, S., Almemark, M., Brandel, M., Lindfors, L-G., Marcus, H-O., Stripple, H., Wachtmeister, A. & Zetterberg, L., 2001: Miljöfaktabok för bränslen - Del 2. Bakgrundsinformation och teknisk bilaga, Rapport nr. B 1334B-2, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Veksebo Miljørådgivning ApS, 2004: Overordnet vurdering af eksport af affaldstræ - rapport fra affaldssamarbejdet mellem København og Malmø 2003

Vestforbrænding, 2005: Grønt regnskab 2004 – Affaldsforbrænding og kraftvarme

Wenzel, H., Hauschild, M. & Alting, L., 1997: Environmental assessment of products, vol.1: Methodology, tools and case studies in product development, Institute of Product Development, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA

Wenzel, H., 2006: Personlig kommunikation med Henrik Wenzel, Institut for Produktion og Ledelse, Danmarks Tekniske Universitet

Århus Amt, 2000: Miljøgodkendelse for Novopan Træindustri A/S. Journalnr. 8-76-1-721-1-00. 4-13-2000.

Århus Kommunale Værker, 2005: Grønt regnskab 2004 - Affaldscenter Århus - Forbrændingsanlægget

8. Bilagsliste

Bilag 1: Prøveudtagelse

Bilag 2: Resultater fra Analytica AB

Bilag 3: Kemisk sammensætning af input affaldstræ på spånpladefabrikken

Bilag 4: Kemisk sammensætning af træfraktioner i affaldstræ

Bilag 5: Emissionsfordelingskoefficienter til luft for affaldsforbrændingsanlæg og for biomassefyret kraftvarmeværk

Bilag 6: LCI for forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg

Bilag 7: LCI for forbrænding på biomassefyret kraftvarmeværk

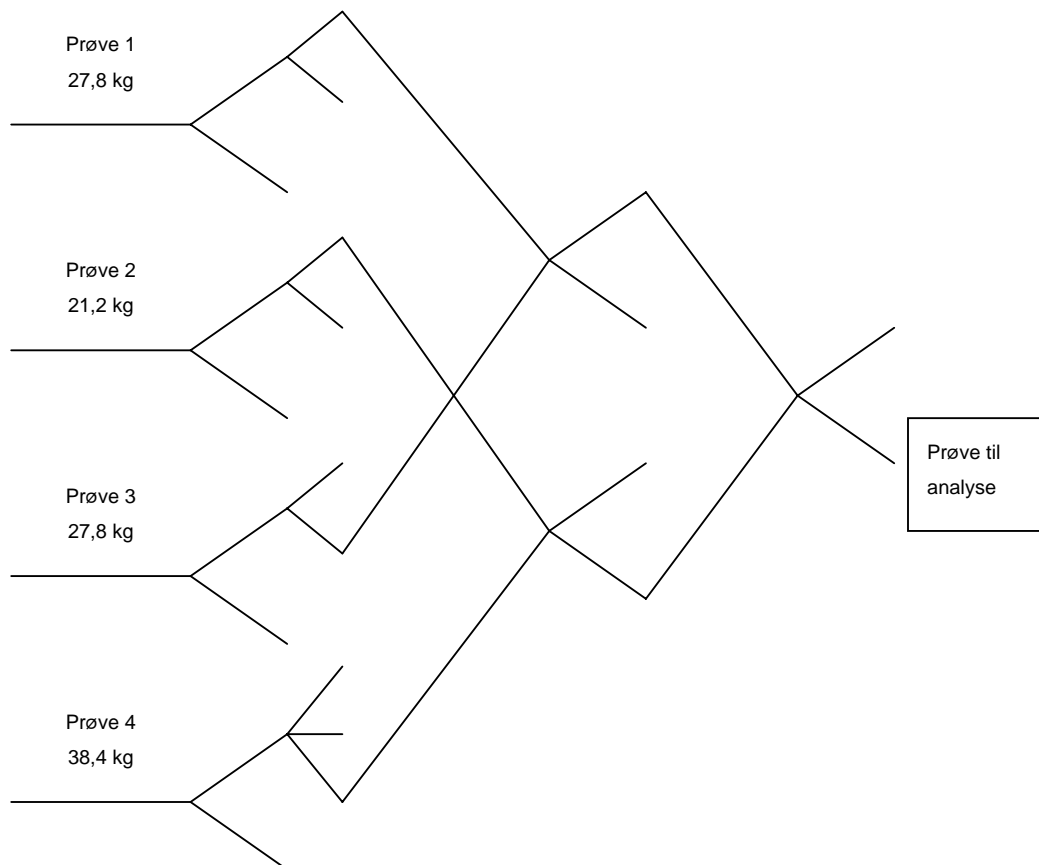
Bilag 8: LCI for brug ved spånpladeproduktion

Bilag 1: Prøveudtagning

Prøvetagning udførtes ved Novopan Træindustrier AS d. 15. og 16. juni 2005. Otte forskellige fraktioner indsamledes: Midtspån; Dækspån; Træmateriale til forbrænding; Jern til genanvendelse; Aluminium/andet metal til genanvendelse; Jern i træstykker til forbrænding; Sten, glas og andet med høj densitet og diverse andet til forbrænding. Udover dette fandtes der også en jernfraktion mere med de store jerndelev. For at sikre at få en så homogen prøve som muligt bearbejdes prøverne ved blanding og neddeling. Prøverne blev udtaget på følgende måder:

Midtspån:

Midtspånsprøven udtogs i to skift, det første udgjorde en tidsperiode på 80 minutter d. 15. juni og det andre udgjorde en tidsperiode på ca. 360 minutter d. 16. juni. Der var i alt fire tidspunkter hvor prøverne i løbet af de sammenlagt ca. 7 timer, et den første dag og tre den anden dag. Prøverne udtogs i tre omgange med 20 minutters mellemrum ved de tre første prøvetidspunkter. Ved hver omgang udtogs prøven gennem at indsamle spånerne fra udkastet 3 gange à 5 sekunder og disse omblandedes. Ved den sidste prøvetidspunkt indsamledes i prøven 4 gange à 5 sekunder, med en times mellemrum mellem de to første omgange og derefter 15 minutter mellem omgangene, og spånerne blandedes. Den totale mængde midtspånsprøve der indsamledes udgør 115,2 kg. Neden kan ses massestrømmen af den midtspånsprøve der er blevet sent til analyse.



Prøve nummer to var til vis del kontamineret med affaldsspånplader og denne kontaminering vurderes at udgøre maksimalt 50 % af massen. Det vil sige at ud af denne totale mængde midtspånsprøve udgør kontamineringen ca. 10 %.



Dækspån:

Dækspånsprøven udtogs ved ét prøvetilfælde d. 16. juni gennem at indsamle spåner fra Novopan Træindustrier A/S eksisterende lager af dækspån. Dækspån fra forskellige steder under udkastet udtogs og blandedes. Den totale masse af dækspån der indsamledes udgjorde 28 kg.



Træmateriale til forbrænding:

Prøven udtogs fra det sluttede system, ved at slukke for udsugningen og tage de rester der fandtes tilbage bagved de låger der kunne åbnes ind til systemet. Dette blev gjort en gang d. 15. juni og en gang d. 16. juni. Den samlede prøve vejede 2,2 kg. Materialet udgjordes af fint pulver, med synbare forureninger af plastic etc.



Jern til genanvendelse I:

Ingen prøve udtogs fra denne fraktion, som bestod af de store jerndelev.



Jern til genanvendelse II:

Prøven udtogs ved magnetens udkast løbende under de to dage. I alt udtogs der materiale i 7x2 minutter og den samlede mængde vejede 4,3 kg. Denne materialefraktion var meget ren og bestod af jern stykker i forskellige størrelser, det meste materiale var søm og skruer.

Jern til genanvendelse	g
Jern	3898
Ikke magnetisk metal	44
Træ	312
Andet	59



Betegnelsen andet omfatter her og i de andre fraktioner for eksempel gummilister, snor og andet byggemateriale og så efter udsortering ud som på billederne neden.



Aluminium/Andet metal til genanvendelse:

Prøven udtogs 2x10 minutter samt 1x35 minutter løbende under de to dage. Den samlede prøve havde en masse på 12,8 kg. Udover aluminium dele, indeholdt denne fraktion en væsentlig del træ spåner.

Aluminium/Andet metal til genanvendelse	g
Aluminium	6860
Træ	3760
Messing etc.	1524
Rustfrit stål	526
Andet	128



Jern til forbrænding:

Dette materiale bestod af søm, skruer etc. der sat fast i træstykker. Prøven udtogs 2x5 minutter og 5x2 minutter ved udkastet løbende under de to dage og i alt vejede prøven 5,4 kg.

Jern til forbrænding (i træstykker)	g
Træ	3960
Jern	694
Sten	344
Andet	388



Sten/glas andet med høj densitet:

Prøven udtogs 7x1 minutter ved udkastet løbende under de to dage og vejede 8,0 kg.

Prøven udgjorde de fraktioner med høj densitet, som var tilbage efter jernudsorteringen.

Sten/glas andet med høj densitet	g
Træ	4208
Sten	3060
Glas, jern etc.	678



Diverse andet til forbrænding:

Denne fraktion bestod af gummilister, kosthoved etc. Prøven udtogs 6 timer ved udkastet. Da mængden efter disse sex timer vær meget lille blev vægten ikke målt. Denne prøve har ikke blevet karakteriseret.

Bilag 2: Resultater fra Analytica AB

		Midtspån	Dækspån	Rest til forbrænding
SiO ₂	% TS	0,403	0,298	6,33
Al ₂ O ₃	% TS	0,0498	0,0616	0,674
CaO	% TS	0,301	0,329	1,31
Fe ₂ O ₃	% TS	0,0519	0,0456	0,963
K ₂ O	% TS	0,0637	0,0719	0,229
MgO	% TS	0,0432	0,0551	0,175
MnO	% TS	0,0117	0,0127	0,0255
Na ₂ O	% TS	0,0829	0,0746	0,216
P ₂ O ₅	% TS	0,0194	0,0157	0,0761
TiO ₂	% TS	0,133	0,115	0,372
As	mg/kg TS	52,8	39,7	20,1
Ba	mg/kg TS	140	181	784
Be	mg/kg TS	<0,01	<0,009	0,142
Cd	mg/kg TS	0,306	0,314	1,11
Co	mg/kg TS	1,88	1,52	3,81
Cr	mg/kg TS	108	46,1	61,1
Cu	mg/kg TS	87,8	40,1	60,2
Hg	mg/kg TS	0,0523	0,0622	0,13
La	mg/kg TS	<0,1	<0,09	1,48
Mo	mg/kg TS	0,307	0,211	1,32
Nb	mg/kg TS	0,297	0,0957	2,27
Ni	mg/kg TS	1,85	1,16	8,72
Pb	mg/kg TS	31,3	56,9	200
S	mg/kg TS	444	495	1700
Sc	mg/kg TS	<0,02	<0,02	<0,1
Sn	mg/kg TS	3,2	1,33	9,53
Sr	mg/kg TS	10,5	12,3	48,7
V	mg/kg TS	0,67	0,68	6,77
W	mg/kg TS	1,35	1,49	<7
Y	mg/kg TS	0,173	0,176	2,07
Zn	mg/kg TS	119	134	1310
Zr	mg/kg TS	3,35	1,7	119

Bilag 3: Beregnet kemisk sammensætning af input affaldstræ på Novopan

	Sammensætning af modtaget affald
<i>Enhed</i>	<i>mg/kg TS</i>
As	43,2
Ba	246
Be	0,03
Cd	0,42
Co	2,02
Cr	79,4
Cu	188
Hg	0,07
La	0,29
Mo	0,42
Nb	0,51
Ni	2,59
Pb	64,0
S	639
Sc	0,03
Sn	3,45
Sr	16,5
V	1,55
W	2,2
Y	0,45
Zn	316
Zr	19,4
Cl	-
Si	5695
Al	1475
Ca	3240
Fe	7835
K	637
Mg	397
Mn	108
Na	731
P	114
Ti	961

Bilag 4: Kemisk sammensætning for træfraktioner i affaldstræ

	Dækspån (Novopan)	Midtspån (Novopan)	Rest til forbrænding (Novopan)	Vægtet 40% dækspån og 60% midtspån (Novopan)	Returtræflis prøve (Burman, D., 2005)
<i>Enhed</i>	<i>mg/kg TS</i>	<i>mg/kg TS</i>	<i>mg/kg TS</i>	<i>mg/kg TS</i>	<i>mg/kg TS</i>
As	39,7	52,8	20,1	47,6	5,63
Ba	181	140	784	156	152
Be	<0,009	<0,01	0,14	0,01	0,01
Cd	0,31	0,31	1,11	0,31	0,40
Co	1,52	1,88	3,81	1,74	0,62
Cr	46,1	108	61,1	83,2	19,9
Cu	40,1	87,8	60,2	68,7	13,8
Hg	0,06	0,05	0,13	0,06	0,02
La	<0,09	<0,1	1,48	0,10	0,07
Mo	0,21	0,31	1,32	0,27	0,24
Nb	0,10	0,30	2,27	0,22	0,53
Ni	1,16	1,85	8,72	1,57	1,30
Pb	56,9	31,3	200	41,54	24,6
S	495	444	1700	464	286
Sc	<0,02	<0,02	<0,1	0,02	0,03
Sn	1,33	3,2	9,53	2,45	0,88
Sr	12,3	10,5	48,7	11,22	10,2
V	0,68	0,67	6,77	0,67	0,73
W	1,49	1,35	<7	1,41	<0,95
Y	0,18	0,17	2,07	0,17	0,20
Zn	134	119	1310	125	403
Zr	1,7	3,35	119	2,69	2,57
Cl	-	-	-	-	-
Si	1393	1884	29.59	1688	2011
Al	326	264	3567	289	518
Ca	2351	2151	9363	2231	2465
Fe	319	363	6736	345	512
K	510	452	1625	475	573
Mg	332	261	1055	289	490
Mn	98,4	90,6	198	93,7	101
Na	553	615	1602	590	701
P	68,5	84,7	332	78,2	66,2
Ti	689	797	2230	754	603

Bilag 5: Emissionsfordelingskoefficienter til luft for affaldsforbrændingsanlæg og for biomassefyret kraftvarmeværk

Fordelingskoefficienterne for forbrænding stammer fra målinger ved Affaldscenter Århus foretagne i 2004. Nogle af tallene har dog blevet nedjusterede, da emissionerne fra den gang er uden dioxin filter.

Fordelingskoefficienterne for biomasseanlæg er beregnede udefra tal for træ stammer fra Sander, B., 2005.

	FORBRÆNDING		BIOMASSEANLÆG	
	Til luft	til aske	til luft	Til aske
Al (aluminium)	0.001%	100.0%		100.0%
Ammoniak (NH ₃)		100.0%		100.0%
As (arsen)	3.40%	96.6%	2.00%	98.0%
Benz(a)pyren (PAH)		100.0%		100.0%
Benzen		100.0%		100.0%
Carbondioxid (CO ₂)		100.0%		100.0%
Carbonmonoxid (CO)		100.0%		100.0%
Cd (cadmium)	0.07%	99.9%	6.30%	93.7%
Chlor (Cl ₂)	3%	97.0%		100.0%
Cobalt		100.0%	1.60%	98.4%
Cr (chrom)	0.08%	99.9%	0.63%	99.4%
Cu (kobber)	0.02%	100.0%	0.63%	99.4%
Cyanid (CN ⁻)		100.0%		100.0%
Dinitrogenoxid (N ₂ O)		100.0%		100.0%
Dioxin		100.0%		100.0%
Fe (jern)	0.00%	100.0%		100.0%
Fluorid (F ⁻)		100.0%		100.0%
Formaldehyd		100.0%		100.0%
HFC-134a		100.0%		100.0%
Hg (Kviksølv)	3%	97.0%	6.67%	93.3%
Hydrogencarboner (HC)		100.0%		100.0%
Hydrogenchlorid (HCl)		100.0%		100.0%
Hydrogenfluorid (HF)		100.0%		100.0%
Hydrogensulfid (H ₂ S)		100.0%		100.0%
Methan (CH ₄)		100.0%		100.0%
Mn(mangan)	0.02%	100.0%	0.36%	99.6%
Mo (molybdæn)	0.30%	99.7%	1.00%	99.0%
NH ₄ -N		100.0%		100.0%
Ni (nikkel)	0.30%	99.7%	1.58%	98.4%
Nitrogenoxider (NO _x)		100.0%		100.0%
NMVOC		100.0%		100.0%
PAH		100.0%		100.0%
Partikler PM ₁₀		100.0%		100.0%
Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO		100.0%		100.0%
Pb (bly)	0.40%	99.6%	3.16%	96.8%
Phenol		100.0%		100.0%

Sb (antimon)		100.0%	2.00%	98.0%
Se (selen)		100.0%	12.00%	88.0%
Sr (strontium)		100.0%		100.0%
Styren		100.0%		100.0%
Svovldioxid (SO2)		100.0%		100.0%
Th (thorium)		100.0%		100.0%
Tl (thallium)		100.0%	4.00%	96.0%
Tot-N		100.0%		100.0%
Tot-P		100.0%		100.0%
V (vanadium)		100.0%	0.60%	99.4%
VOC		100.0%		100.0%
Zn (zink)	0.10%	99.9%	3.20%	96.8%

Bilag 6: LCI for forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg

(Funktional enhed: 1 ton TS affaldstræ)

Ressourcer		
Biomasse	g	-170.79
Træ	g	-16.35
Stenkul	g	-47115.70
Naturgas	g	-416767.08
Råolie	g	-19593.72
Brunkul	g	-1285.88
Grundvand	g	-106568.65
Jern	g	-7896.00
Aluminium	g	0.00
Emissioner til luft		
Al (aluminium)	g	0.01
Ammoniak (NH3)	g	-0.17
As (arsen)	g	1.47
Benz(a)pyren	g	0.00
Benzen	g	-0.08
Carbondioxid (CO2)	g	-1016063.34
Carbonmonoxid (CO)	g	-1394.22
Cd (cadmium)	g	-0.01
Chlor (Cl2)	g	0.00
Cobalt	g	0.00
Cr (chrom)	g	0.05
Cu (kobber)	g	0.03
Cyanid (CN-)	g	-0.02
Dinitrogenoxid (N2O)	g	-4.50
Dioxin	g	0.00
Fe (jern)	g	0.08
Fluorid (F-)	g	-0.03
Formaldehyd	g	-0.26
HFC-134a	g	0.00
Hg (Kviksølv)	g	0.00
Hydrogencarboner (HC)	g	-56.99
Hydrogenchlorid (HCl)	g	-18.46
Hydrogenfluorid (HF)	g	-0.83
Hydrogensulfid (H2S)	g	-1.15
Methan (CH4)	g	-579.38
Mn(mangan)	g	-1.93
Mo (molybdæn)	g	0.00
NH4-N	g	0.00
Ni (nikkel)	g	-0.13
Nitrogenoxider (NOx)	g	-2029.45
NMVOG	g	-6.03
PAH	g	-0.31
Partikler PM10	g	36.87
Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO	g	1.00
Pb (bly)	g	0.24
Phenol	g	-0.09

Sb (antimon)	g	0.00
Se (selen)	g	-0.01
Sr (strontium)	g	0.00
Styren	g	-0.04
Svovldioxid (SO2)	g	-682.63
Th (thorium)	g	0.00
Tl (thallium)	g	0.00
Tot-N	g	0.00
Tot-P	g	0.00
V (vanadium)	g	-0.22
VOC	g	-800.13
Zn (zink)	g	0.31
Emissioner til vand		
Ag (sølv)	g	0.00
Al (aluminium)	g	0.00
Ammoniak (NH3)	g	0.00
As (arsen)	g	0.00
Cd (cadmium)	g	0.00
Co (cobalt)	g	0.00
Cr (chrom)	g	-0.01
Cu (kobber)	g	-0.01
Cyanid	g	0.00
Fe (jern)	g	-1.58
Fluorid (F-)	g	-0.02
Fosfat (PO4---)	g	-0.01
Fosforsyre*	g	0.00
H+ (hydrogenioner)	g	-0.64
Hg (Kviksølv)	g	0.00
Hydrogenchlorid (HCl)	g	-0.42
Hydrogencyanid (HCN)	g	0.00
Mn(mangan)	g	0.00
Mo (molybdæn)	g	-0.01
NH4+	g	0.00
NH4-N	g	0.13
Ni (nikkel)	g	-0.02
Nitrogenoxider (NOx)	g	-0.87
NO3-N	g	0.05
Pb (bly)	g	0.00
Phenol	g	0.00
Sb (antimon)	g	0.00
Se (selen)	g	0.00
Sr (strontium)	g	0.57
Tl (thallium)	g	0.00
Tot-N	g	-3.53
Total-P	g	-0.02
V (vanadium)	g	0.00
Zn (zink)	g	0.00
Emissioner til jord		
As (arsen)	g	0.00
Cd (cadmium)	g	0.00
Cr (chrom)	g	0.00
Cu (kobber)	g	0.00

Hg (kviksølv)	g	0.00
Ni (nikkel)	g	0.00
Pb (bly)	g	0.00
Se (selen)	g	0.00
Tl (thallium)	g	0.00
Zn (zink)	g	0.00

Bilag 7: LCI for forbrænding på biomassefyret kraftvarmeværk

(Funktionel enhed: 1 ton TS affaldstræ)

Ressourcer		
Biomasse	g	-178.36
Træ	g	-17.04
Stenkul	g	-47297.36
Naturgas	g	-494396.28
Råolie	g	-14402.45
Brunkul	g	-1213.82
Grundvand	g	-108090.46
Jern	g	0.00
Aluminium	g	0.00
Emissioner til luft		
Al (aluminium)	g	0.00
Ammoniak (NH ₃)	g	-0.14
As (arsen)	g	0.86
Benz(a)pyren	g	0.00
Benzen	g	-0.08
Carbondioxid (CO ₂)	g	-1158276.46
Carbonmonoxid (CO)	g	-557.13
Cd (cadmium)	g	0.02
Chlor (Cl ₂)	g	0.00
Cobalt	g	0.03
Cr (chrom)	g	0.49
Cu (kobber)	g	1.18
Cyanid (CN ⁻)	g	-0.03
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	g	-4.09
Dioxin	g	0.00
Fe (jern)	g	0.00
Fluorid (F ⁻)	g	-0.01
Formaldehyd	g	-0.26
HFC-134a	g	0.00
Hg (Kviksølv)	g	0.00
Hydrogencarboner (HC)	g	-54.35
Hydrogenchlorid (HCl)	g	-123.81
Hydrogenfluorid (HF)	g	-2.58
Hydrogensulfid (H ₂ S)	g	-0.15
Methan (CH ₄)	g	-614.37
Mn(mangan)	g	-1.59
Mo (molybdæn)	g	0.00
NH ₄ -N	g	0.00
Ni (nikkel)	g	-0.08
Nitrogenoxider (NO _x)	g	-2445.02
NMVOC	g	12.43
PAH	g	-0.31
Partikler PM ₁₀	g	82.10
Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO	g	3.47
Pb (bly)	g	2.01

Phenol	g	-0.11
Sb (antimon)	g	0.00
Se (selen)	g	-0.01
Sr (strontium)	g	0.00
Styren	g	-0.05
Svovldioxid (SO2)	g	-822.09
Th (thorium)	g	0.00
Tl (thallium)	g	0.00
Tot-N	g	0.00
Tot-P	g	0.00
V (vanadium)	g	-0.17
VOC	g	-791.38
Zn (zink)	g	10.11
Emissioner til vand		
Ag (sølv)	g	0.00
Al (aluminium)	g	0.00
Ammoniak (NH3)	g	0.00
As (arsen)	g	0.00
Cd (cadmium)	g	0.00
Co (cobalt)	g	0.00
Cr (chrom)	g	-0.01
Cu (kobber)	g	-0.01
Cyanid	g	0.00
Fe (jern)	g	-1.40
Fluorid (F-)	g	-0.02
Fosfat (PO4---)	g	-0.01
Fosforsyre*	g	0.00
H+ (hydrogenioner)	g	-0.61
Hg (Kviksølv)	g	0.00
Hydrogenchlorid (HCl)	g	-0.51
Hydrogencyanid (HCN)	g	0.00
Mn(mangan)	g	0.01
Mo (molybdæn)	g	-0.01
NH4+	g	0.00
NH4-N	g	0.49
Ni (nikkel)	g	-0.02
Nitrogenoxider (NOx)	g	-0.87
NO3-N	g	0.20
Pb (bly)	g	0.00
Phenol	g	0.00
Sb (antimon)	g	0.00
Se (selen)	g	0.00
Sr (strontium)	g	2.00
Tl (thallium)	g	0.00
Tot-N	g	74.58
Total-P	g	-0.02
V (vanadium)	g	0.00
Zn (zink)	g	0.00
Emissioner til jord		
As (arsen)	g	0.00
Cd (cadmium)	g	0.00
Cr (chrom)	g	0.00

Cu (kobber)	g	0.00
Hg (kviksølv)	g	0.00
Ni (nikkel)	g	0.00
Pb (bly)	g	0.00
Se (selen)	g	0.00
Tl (thallium)	g	0.00
Zn (zink)	g	0.00

Bilag 8: LCI for brug ved spånpladeproduktion

(Funktionel enhed: 1 ton TS affaldstræ)

Ressourcer		
Biomasse	g	2291
Træ	g	-13
Stenkul	g	-47871
Naturgas	g	-390949
Råolie	g	-201049
Brunkul	g	-7742
Grundvand	g	-95165
Jern	g	-7896
Aluminium	g	-1151
Emissioner til luft		
Al (aluminium)	g	0
Ammoniak (NH ₃)	g	0
As (arsen)	g	0
Benz(a)pyren	g	0
Benzen	g	0
Carbondioxid (CO ₂)	g	-1541847
Carbonmonoxid (CO)	g	-823
Cd (cadmium)	g	0
Chlor (Cl ₂)	g	0
Cobalt	g	0
Cr (chrom)	g	0
Cu (kobber)	g	0
Cyanid (CN ⁻)	g	0
Dinitrogenoxid (N ₂ O)	g	-17
Dioxin	g	0
Fe (jern)	g	-1
Fluorid (F ⁻)	g	0
Formaldehyd	g	0
HFC-134a	g	0
Hg (Kviksølv)	g	0
Hydrogencarboner (HC)	g	-59
Hydrogenchlorid (HCl)	g	-108
Hydrogenfluorid (HF)	g	-3
Hydrogensulfid (H ₂ S)	g	-1
Methan (CH ₄)	g	-1268
Mn(mangan)	g	-2
Mo (molybdæn)	g	0
NH ₄ -N	g	0
Ni (nikkel)	g	-5
Nitrogenoxider (NO _x)	g	-3471
NMVOG	g	-1420
PAH	g	0
Partikler PM ₁₀	g	70
Partikler TSP, dieselmotorer, pre-EURO	g	3
Pb (bly)	g	0
Phenol	g	0

Sb (antimon)	g	0
Se (selen)	g	0
Sr (strontium)	g	0
Styren	g	0
Svovldioxid (SO2)	g	-9419
Th (thorium)	g	0
Tl (thallium)	g	0
Tot-N	g	0
Tot-P	g	0
V (vanadium)	g	-18
VOC	g	-620
Zn (zink)	g	6
Emissioner til vand		
Ag (sølv)	g	0
Al (aluminium)	g	0
Ammoniak (NH3)	g	0
As (arsen)	g	0
Cd (cadmium)	g	0
Co (cobalt)	g	0
Cr (chrom)	g	0
Cu (kobber)	g	0
Cyanid	g	0
Fe (jern)	g	-14
Fluorid (F-)	g	0
Fosfat (PO4---)	g	0
Fosforsyre*	g	0
H+ (hydrogenioner)	g	-1
Hg (Kviksølv)	g	0
Hydrogenchlorid (HCl)	g	0
Hydrogencyanid (HCN)	g	0
Mn(mangan)	g	-1
Mo (molybdæn)	g	0
NH4+	g	0
NH4-N	g	-7
Ni (nikkel)	g	0
Nitrogenoxider (NOx)	g	-1
NO3-N	g	-6
Pb (bly)	g	0
Phenol	g	0
Sb (antimon)	g	0
Se (selen)	g	0
Sr (strontium)	g	-59
Tl (thallium)	g	0
Tot-N	g	54
Total-P	g	0
V (vanadium)	g	0
Zn (zink)	g	0
Emissioner til jord		
As (arsen)	g	0
Cd (cadmium)	g	0
Cr (chrom)	g	0
Cu (kobber)	g	0

Hg (kviksølv)	g	0
Ni (nikkel)	g	0
Pb (bly)	g	0
Se (selen)	g	0
Tl (thallium)	g	0
Zn (zink)	g	0