

Kjemikalievurdering av biofyringsolje

Miljømessige konsekvenser ved lekkasje til grunnen



Rekvirent: Miljødirektoratet
Seksjon for avfall og grunnforurensning

DMR-saksnr.: 16-0036

Dato: 10. oktober 2016

Utførende institusjon

DMR Miljø og Geoteknikk AS

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Andreas Houlberg Kristensen

Kontaktperson i Miljødirektoratet

Gunnhild Preus-Olsen

M-nummer

M-719|2017

År

2016

Sidetall

39 s.

Miljødirektoratets kontraktnummer

16088123

Utgiver

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Andreas Houlberg Kristensen, Poul Larsen, Claus Larsen

Tittel - norsk og engelsk

Kjemikalievurdering av biofyringsolje - miljømessige konsekvenser ved lekkasje til grunnen
Chemical assessment of bio heating oil - environmental consequences of potential spills

Sammendrag - summary

På oppdrag fra Miljødirektoratet har DMR Miljø og Geoteknikk gjort en kjemikalievurdering av biofyringsolje, med fokus på potensielle miljømessige konsekvenser ved lekkasjer til jord, grunnvann og overflateresipienter. Rapporten omfatter dels et litteraturstudie og dels en risikovurdering basert på typiske utslippsscenarioer fra fyringsoljetanker.

4 emneord

Biofyringsolje, oljefyr, oljetank, fetttsyremetylestere (FAME)

4 subject words

Bio heating oil, oil furnaces, oil storage tank, fatty acid methyl esters (FAME)

Forsidefoto

Innhold

1. Forord	2
2. Sammendrag	3
3. Abstract	5
4. Innledning og formål.....	7
4.1 Definisjoner	7
4.2 Bruk av biofyringsolje	7
4.3 Erfaringer fra forurensninger med petrokjemisk fyringsolje	8
4.4 Formål	9
5. Kjemisk sammensetning av biofyringsolje	11
5.1 Fettsyremetylestere (FAME)	11
5.2 Råmaterialer	11
5.3 Produksjon	12
5.4 Additiver	12
5.5 Urenheter og nedbrytningsprodukter	13
6. Egenskaper og spesielle forhold ved biofyringsolje	15
6.1 Sammenligning med petrokjemisk olje	15
6.2 Fysisk-kjemiske egenskaper	15
6.3 Holdbarhet og nedbrytbarhet	16
6.4 Toksisitet overfor mennesker og miljø	16
6.5 Korrosjon av tanker og installasjoner	17
6.6 Analyse av jord- og vannprøver	18
7. Spredning og omsetning av biofyringsolje i miljøet.....	19
7.1 Konseptuell modell	19
7.2 Fri oljefase (LNAPL)	19
7.3 Spredning i grunnvannet	20
7.4 Avdamping til poreluft	20
7.5 Nedbrytning i jord og grunnvann	20
7.6 Forurensning av overflatevann	22
7.7 Dannelse av metan	23
7.8 Dannelse av luktstoffer	24
8. Risikovurdering	26
8.1 Definisjon av utslippsscenarier	26
8.2 Kontaktrisiko	28
8.3 Avdamping av biofyringsolje til uteluft og innneklima	28
8.4 Avdamping av metangass til innneklima	29
8.5 Risiko for grunnvann og drikkevannsinteresser	30
8.6 Risiko for resipienter	31
8.7 Samlet risikovurdering	32
8.8 Neste generasjons biofyringsolje	32
9. Konklusjon og anbefalinger	34
9.1 Korrosjon av tanker og rørføringer	34
9.2 Miljørisiko ved utslipp	34
9.3 Akutte saneringstiltak	35
9.4 Forurensningsundersøkelser	35
10. Referanser.....	37

Saksbehandlere

Andreas Houlberg Kristensen
Sivilingeniør, ph.d.Poul Larsen
Sivilingeniør, ph.d.

Kvalitetssikring

Claus Larsen
Sivilingeniør

1. Forord

Miljødirektoratet har anmodet DMR Miljø og Geoteknikk AS om å utarbeide en kjemikalievurdering av biofyringsolje med fokus på potensielle miljørisikoer forbundet med utslipp til jord, grunnvann og overflateresipienter (f.eks. elver, innsjøer og fjorder). Bakgrunnen for prosjektet er at det etter 2020 ikke lenger vil være tillatt å benytte petrokjemisk olje til oppvarmingsformål i Norge. Det forventes derfor et økt forbruk av biofyringsolje de kommende årene og dermed også økt hyppighet av utslipp.

Arbeidet er utført i perioden juni-oktober 2016 av DMR Miljø og Geoteknikk AS. Prosjektets formål og fokusområder ble forut for arbeidet avtalt med Miljødirektoratet.

Prosjektet omfatter dels et litteraturstudie og dels en risikovurdering basert på typiske utslippsscenarier. I litteraturstudiet foretas hele veien igjennom en sammenligning med egenskaper og typisk spredning/omsetning av konvensjonell petrokjemisk fyringsolje, da biofyringsolje forventes ofte å kunne erstatte petrokjemisk fyringsolje i eksisterende oljefyringsinstallasjoner.

I litteraturstudiet er det involvert norske og utenlandske referanser. Det er bl.a. involvert flere danske publikasjoner, idet prosjektets forfattere har erfaring med forurensningssaker i både Norge og Danmark. Eksempelvis har Miljøstyrelsen i Danmark utarbeidet flere rapporter, som vurderes også å ha relevans under norske forhold.

2. Sammendrag

Det er utført en litteraturstudie om spredning og omsetning av biofyringsolje etter utslipp til miljøet. På bakgrunn av litteraturstudiet er det utarbeidet en generell risikovurdering, som omfatter de potensielle miljø- og helsemessige problemene ved utslipp til jord, grunnvann og resipienter (innsjøer, elver og fjorder). Litteraturstudiet og risikovurderingens konklusjoner kan oppsummeres som følger:

- Biofyringsolje defineres generelt som fettsyre-metylestere (FAME) utviklet av planteolje eller animalsk fett. Oljens egenskaper kan avhenge av hvilket råmateriale den er utviklet fra.
- Ved valg av beholdertank og materialer til et oljefyringsanlegg er det viktig med en individuell vurdering av hvorvidt det aktuelle anlegget er egnet til biofyringsolje. Kontakt mellom bioolje og visse materialer kan gi anledning til økt korrosjon.
- Utbredelsen av forurensning med biofyringsolje vil generelt være mindre i jord og grunnvann enn ved tilsvarende utslipp med petrokjemisk olje. Det skyldes især en høyere viskositet og en større tendens til å binde seg til jordens organiske stoff. Dessuten er flyktigheten lav, og det vurderes at avdampningen til uteluft og nærliggende bygninger vil være minimal. Egenskapene vurderes i mindre grad å være påvirket av additiver i oljen, som kan variere fra produkt til produkt.
- Biofyringsolje kan danne fri oljefase (LNAPL) som følge av en lavere tetthet enn vann. En høy viskositet betyr imidlertid at LNAPL fra biofyringsolje vil være relativt immobil i jorden og primært finnes som residual fri fase i den umettede sonen. Dessuten vil LNAPL eller oljefilm kunne observeres på vannspeilet etter utslipp til innsjøer, elver og fjorder.
- Biofyringsolje vurderes å være lettere nedbrytelig i miljøet enn petrokjemisk fyringsolje. Nedbrytningen av FAME i jord og grunnvann er dokumentert under både aerobe og anaerobe forhold. Særlig aerob nedbrytning til karbondioksid (CO_2) og anaerob nedbrytning til metan (CH_4) er veldokumentert. Den begrensede faktoren for naturlig nedbrytning vil typisk være oppløseligheten av LNAPL, som kan være >200 ganger lavere for biofyringsolje enn for petrokjemisk fyringsolje. Om det tilsettes biocider for å minske risikoen for mikrobiologisk forårsaket korrosjon og mikrobiologisk aktivitet kan det muligvis begrense den biologiske nedbrytning av FAME i jord og grunnvann.
- Der er kun estimert ganske få nedbrytningshastigheter under fullskala-forhold. Det er derfor ikke mulig å foreta generelle vurderinger av nedbrytningshastigheten for et konkret utslipp. Det er imidlertid overveiende sannsynlig at nedbrytningen vil foregå vesentlig hurtigere enn et tilsvarende utslipp med petrokjemisk olje på samme lokalitet.
- Den høye nedbryteligheten av FAME kan i visse situasjoner medføre en betydelig dannelselse av metan, som i ekstreme situasjoner vurderes å kunne utgjøre en eksplosjonsfare ved akkumulering i bygninger eller andre lukkede rom.
- I tillegg vurderes utslipp med biofyringsolje (FAME) fra oljefyringsanlegg under normale forhold ikke å ville utgjøre en risiko for mennesker eller miljø, herunder direkte kontakt, innneklima, drikkevannsinteresser og resipienter. Det vurderes imidlertid at være relevant med en konkret vurdering, og evt. konkrete undersøkelser, hvis utslippet har skjedd <50 m fra en aktiv grunnvannsbrønn eller hvis det er risiko for at oljen kan spres direkte til en resipient via dren, faste belegninger, sprekker i klipper eller lignende.
- Der er ikke funnet studier som har vurdert at additiver i biofyringsolje eller biodiesel kan utgjøre et problem ved utslipp til miljøet. Der er imidlertid generelt meget lite

kunnskap om hvilke stoffer som tilsettes oljen og i hvilke konsentrasjoner. Oljeprodusentene har krav på at dokumentere, at additiver ikke kan være skadelige for mennesker og miljø, men opplysningene er sjeldent offentlig tilgjengelige.

- Det vurderes generelt at additiver i biofyringsolje er i lave konsentrasjoner og nedbrytes relativt raskt i naturen. Det kan imidlertid på nåværende tidspunkt ikke utelukkes at biofyringsolje kan være tilsatt stoffer, som kan utgjøre et miljømessig problem.

3. Abstract

This report describes a literature study on the migration and transformation/biodegradation of bio heating oil in soil, groundwater and surface waters (lakes, rivers and fjords). Based on the literature study, a generalised risk assessment has been conducted with focus on potential environmental and health-related consequences. The conclusions are listed below:

- Bio heating oil is generally defined as fatty acid methyl esters (FAME) developed from vegetable oil or animal fat. The properties of the oil depend on which feedstock that is used in the production.
- When choosing materials for tanks and installations, it is essential to carry out an individual assessment of whether the system in question is suitable for FAME. Contact between bio oil and certain materials may enhance corrosion.
- The extent of FAME contamination in soil and groundwater will generally be small compared to contamination with petrochemical heating oil. This is due to lower water solubility, higher viscosity and a larger affinity to sorption to organic materials in the soil. In addition, FAME is not volatile and evaporation to outdoor air and vapour intrusion to buildings will be insignificant. The properties of FAME products may be affected by the use of additives, which varies between different products.
- FAME in the environment may exist as light non-aqueous phase liquid (LNAPL) due to a low density compared with water. As FAME has high viscosity, FAME-LNAPL will typically have low mobility in the soil and exist as residual LNAPL in the undaturated zone. Contamination of surface waters often involve a layer of LNAPL on the water surface.
- FAME is generally easier degraded in the environment than petrochemical heating oil. FAME biodegradation has been documented under aerobic and anaerobic conditions. In particular aerobic biodegradation to CO₂ and anaerobic biodegradation to CH₄ has been shown in several studies. Low solubility of FAME in water will often limit biodegradation processes.
- Biocides may be added to bio heating oil to reduce microbial activity. Hence biocides may also reduce biodegradation in soil and groundwater polluted with bio heating oil.
- Few studies have estimated biodegradation rates on field scale. Hence it is not possible to propose generally applicable biodegradation rates. However, a number of laboratory studies have shown significantly higher rates for FAME than for petrochemical oil under various conditions.
- High FAME biodegradation rates can lead to significant methane production in the unsaturated zone and in extreme cases pose an explosion risk in buildings and enclosed spaces.
- In addition, contamination with FAME from residential oil tanks and installations will normally not pose any health-related or environmental threat. This includes risk of contact, vapour intrusion, drinking water and surface waters. However, a site investigation and risk assessment will be in place if the spill has occurred <50 m from a drinking water well or in cases with risk of surface water contamination by preferential transport through sewers, drains, fractured rock etc.
- The literature review has not come across studies of possible environmental risks caused by additives in biodiesel or bio heating oil. Available knowledge on this subject is highly restricted due to confidentiality. Producers are required to document potential risks related to a certain additive, but the information is rarely available to the public.

- It is believed that most additives in FAME-products have low concentrations and are easily degraded in the environment. Due to limited product information, it is not possible to conclude that the additives in bio heating oil does not include chemical substances that pose a health-related or environmental risk.

4. Innledning og formål

Utlledning av drivhusgasser og global oppvarmning har de seneste årene fått massiv politisk oppmerksomhet. På den bakgrunn har der globalt sett vært fokus på mulighetene for å redusere og substituere forbruket av petrokjemiske brennstoffer til transport- og oppvarmingsformål. Videre kommer flere lands geopolitiske ønsker om å gjøre seg mindre avhengige av de store olje- og gassproduserende landene.

I forbindelse med klimaforliket i 2012 ble det besluttet at det fra den 1. januar 2020 blir forbudt å bruke petrokjemisk olje og parafin til oppvarming av boliger og som grunnlast i øvrige bygg. Dette vil sikre overgangen til fornybare energikilder i mange bygg frem mot 2020 /1/. Dessuten forventes utfasingen av petrokjemisk olje til oppvarmingsformål å redusere risikoen for skadelig jord- og grunnvannsforurensning /2/.

Det letteste tilgjengelige alternativet til petrokjemisk fyringsolje er biofyringsolje, som normalt kan erstatte petrokjemisk fyringsolje (let fyringsolje) i eksisterende oljefyringsinstallasjoner etter mindre modifikasjoner /1, 3/.

Biofyringsolje anses generelt som et miljøvennlig alternativ på grunn av høy grad av naturlig nedbrytning, lav toksisitet overfor mennesker og dyr samt begrenset utslipp av partikler, karbonmonoksid (CO), karbondioksid (CO₂), svovelforbindelser og aromater /3/. Det vesentligste argumentet for å benytte biofyringsolje er imidlertid at den er CO₂-nøytral, idet den mengden som frigis ved forbrenning, tidligere er tatt opp via fotosyntese /1/.

4.1 Definisjoner

Biobrennstoff produseres ut ifra fornybar biomasse, i motsetning til petrokjemiske brennstoffer, som produseres ut fra råolje /3, 4/. Biobrennstoffer tilhører i dag generelt første generasjon, som baseres på spiselige avlinger eller animalsk fett. I fremtiden forventer man å gå over til såkalte annen- eller tredjegenerasjons biobrennstoffer, som ved en rekke forskjellige teknologier produseres ut ifra ikke-spiselige avfallsprodukter fra eksempelvis landbruk, mat- og olje-/gassindustrien. De nye brennstoffene forventes i langt større grad enn første generasjons biobrennstoffer å ha en kjemisk sammensetning og egenskaper, som ligner de tilsvarende petrokjemiske oljeproduktene /5, 6/.

Nåtidens biobrennstoffer, som bioetanol og biodiesel, forhandles hovedsakelig som blandingsprodukter med 5-20% biobrennstoff blandet i alminnelig brennstoff (f.eks. E10 og B5). Personbiler, lastbiler og busser kan imidlertid med små endringer også kjøre på 100 % biodiesel (B100). I flere land er det vanlig også at bruke ren biodiesel til oppvarmingsformål som erstatning for lett fyringsolje /7/. I den forbindelse betegnes det biofyringsolje. Dessuten kan eksempelvis bioetanol, glyserol og ren rapsolje i prinsippet også brukes til oppvarmingsformål /1, 8/.

Biodiesel og biofyringsolje defineres generelt som fettsyre-monoalkylestere, hvorav den mest alminnelige typen er fettsyre-metylestere (FAME) utviklet av planteoljer eller animalsk fett /3, 4/. Termene biofyringsolje, biodiesel, bioolje og FAME anvendes ofte som synonymer for hverandre.

I USA reguleres biodiesel og biofyringsolje med utgangspunkt i standarden ASTM-D6751. I EU har man i stedet standarden EN-14213 for biofyringsolje og EN-14214 for biodiesel. Standardene beskriver bl.a. krav til de fysiske-kjemiske egenskapene i oljen /4, 7/.

4.2 Bruk av biofyringsolje

Forbruket av petrokjemiske oljebaserede oppvarmingsmidler i Norge har de seneste årene vært fallende som følge av konvertering til el-varme /9/. I 1990 var forbruket 1,8 milliarder liter, mens det i 2006 var 980 millioner liter. Her utgjorde lett fyringsolje (alminnelig fyringsolje) ca. 57 %, mens tung fyringsolje (tungolje) utgjorde ca. 26 %. De resterende ca. 17 % var parafin og tungt destillat /1/.

Lett fyringsolje brukes normalt i boliger, offentlige institusjoner, kontorer, butikker og mindre industrivirksomheter. Her vil det være mulig å legge om til biofyringsolje, som typisk kan anvendes direkte i eksisterende oljefyr eller etter mindre modifikasjoner. De nødvendige endringene i det eksisterende anlegget avhenger bl.a. av oljens syreinnhold og materialene brukt i oljefyringsinstallasjonen /1/.

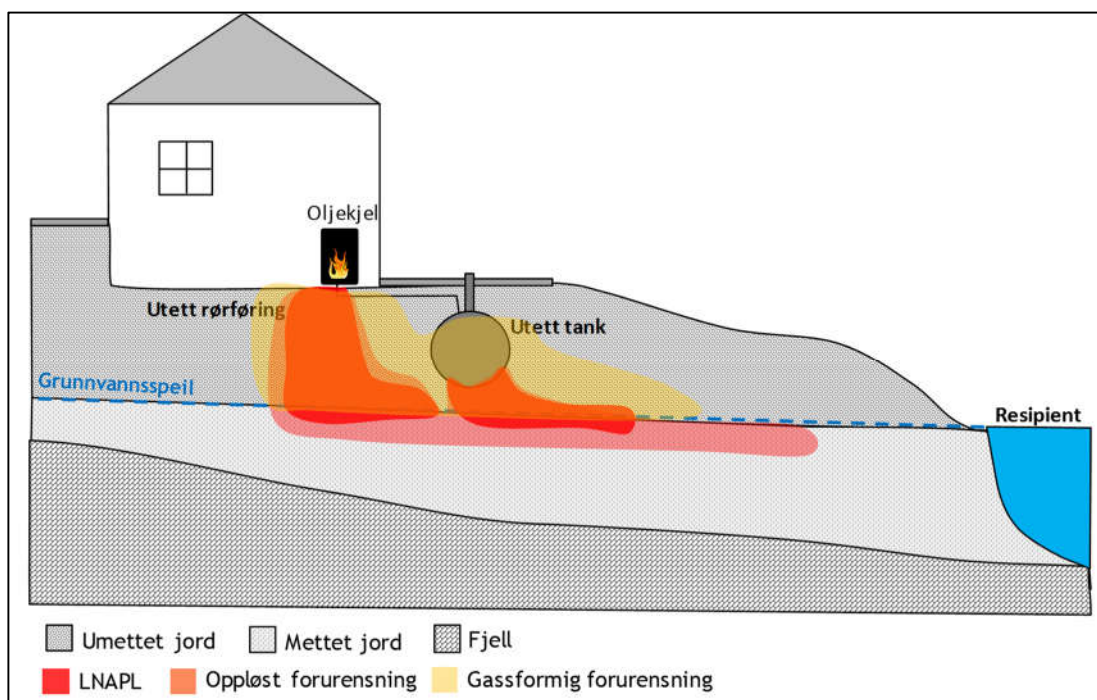
Håndteringen av biofyringsolje omfatter typisk transport med tankbil eller tog fra et biooljeraffineri til et oljedepot, hvor det oppbevares i større tankanlegg. Heretter blir oljen med tankbil transportert til tankstasjoner og andre salgsanlegg. Til sist blir oljen transportert til forbrukeren, som oppbevarer oljen i overjordiske eller underjordiske tankanlegg. Oljetankene er forbundet med et innendørs oljefyr via nedgravede eller overjordiske røropplegg /4/. Alle disse prosessene og installasjonene utgjør en potensiell kilde til oljeforurensning som følge av utslipp, uhell, hærverk og utettheter. Det forventes at antall utslipp med biofyringsolje vil stige i takt med stigende forbruk og flere anlegg frem mot og etter 2020.

4.3 Erfaringer fra forurensninger med petrokjemisk fyringsolje

Som utgangspunkt forventes utslipp med biofyringsolje å være styrt av de samme spredningsveiene og prosessene som ved utslipp med petrokjemisk fyringsolje – og også petrokjemisk dieselolje.

I dag har man et ganske robust kunnskapsbase for undersøkelse og risikovurdering av petrokjemiske oljeforurensninger. Regelverket implementeres ved anvendelse av veiledere fra Miljødirektoratet slik som "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA2553:2009)" /5/ og «Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn (99:01a)" /10/.

Figur 4.1 viser de typiske spredningsveiene for et petrokjemisk fyringsoljesutslipp fra en oljefyr eller en nedgravd privat oljefyringstank. Tanken er nedgravd i umettede avsetninger med underliggende sekundært grunnvann og grunnfjell. Typiske årsaker til forurensning med petrokjemisk fyringsolje er overflateutslipp, spill skjedd i forbindelse med oljetyveri samt utettheter og lekkasjer forårsaket av korrosjon og feilaktige eller ulovlige installasjoner.



Figur 4.1: Konseptuell forståelse av risiko ved utslipp av petrokjemisk fyringsolje.

Petrokjemisk fyringsolje har en lavere tetthet enn vann, og selv ved mindre utslipp til jord og grunnvann vil det dannes fri oljefase, også kalt "non aqueous phase liquids" (LNAPL). Forurensningen kan heretter spres som både LNAPL eller i oppløst form ned gjennom jordens

umettede sone avhengig av bl.a. geologiske avsetninger og nettoinfiltrasjonen på lokaliteten /11/.

Jordforurensning med petrokjemisk fyringsolje vil dessuten medføre avdamping av flyktige oljestoffer til jordens gassfase /12/. Forurensninger med bensen gir en vesentlig større avdamping enn forurensninger med fyringsolje og dieselolje, som hovedsakelig består av mellomtunge hydrokarboner (C_{10} - C_{25}). Den dannede gasskyen i løsmassene vil utbrede seg i alle retninger som følge av konsentrasjonsforskjeller (diffusjon) og eventuelle trykkforskjeller (adveksjon) /12/. Gassen vil spres i permeable og umettede avsetninger, mens lavpermeable eller vannmettede jordlag vil stoppe eller endre utbredelsen.

Hvis det er bygninger over, eller tett på forurensningen, kan gasskyen potensielt medføre gjennomtrenging av flyktige oljestoffer til bygningens inneklima. Gjennomtrengningen avhenger av geologien like under bygningen, trykkforhold i bygningen samt konstruksjonsmessige forhold, herunder revner og sprekker i betonggulv, rørapplegg, hulrom og kloakkforhold /12, 13/.

Etter spredning av oljeforurensningen til grunnvannet kan det dannes områder med LNAPL på toppen av vannspeilet. Herfra løses oljen opp kun langsomt til grunnvannet og kan derfor gi anledning til grunnvannsforurensning over flere år /11/.

Det er velkjent at naturlige nedbrytningsprosesser i jord og grunnvann typisk kan redusere utbredelsen av forurensning med petrokjemisk fyringsolje /14/. En samling av erfaringer utarbeidet for Miljøstyrelsen i Danmark har vist at grunnvannsforurensninger med petrokjemisk fyringsolje fra private oljetanker normalt har en utbredelse på mindre enn 50 m fra kildeområdet /15/. Dessuten vil jordforurensning med petrokjemisk fyringsolje under gulv erfaringsmessig ikke medføre avdamping til inneklimaet, hvis forurensningen er eldre enn seks måneder og den ligger under mer enn 1 m rene løsmasser (dvs. det ikke ligger forurensede løsmasser eller grunnvann like under gulvet). /16/. Selv ved arktiske forhold med lave temperaturer, har studier vist at det kan forekomme betydelig naturlig nedbrytning /17/.

Betydningen av naturlig nedbrytning av petrokjemisk fyringsolje avhenger imidlertid av temperaturen samt de lokale geologiske og geokjemiske forholdene i løsmassene, hvor oljen er utsluppet /14, 17/. Man kan derfor ikke uten videre anta at en oljeforurensning vil være nedbrutt etter en gitt tidslengde. Særlig temperaturen og oksygenforholdene i de forurensede avsetningene er viktige, da de fleste hydrokarbonforbindelser brytes ned markant hurtigere ved temperaturer $>5^{\circ}\text{C}$ under aerobe forhold enn ved lav temperatur og uten oksygen /14, 17/. I situasjoner hvor oljeforurensningen ligger i avsetninger av leire, med begrenset tilførsel av atmosfærisk oksygen, vil man derfor typisk kunne gjenfinne massiv oljeforurensning i jorda etter >10 år. Dessuten spiller også jordas innhold av naturlige næringssalter (særlig nitrogen og fosfor) en rolle for jordas bakteriepopulasjoner, og dermed opprettholdes en konstant høy nedbrytningshastighet over lengere tid /18/.

Selv om det er likheter mellom den måten biofyringsolje (FAME) og petrokjemisk fyringsolje spres og omsettes, er det også ulikheter på flere områder. Denne rapporten beskriver disse forskjellene, som er viktige i forbindelse med undersøkelser og risikovurderinger.

4.4 Formål

Prosjektets overordnede formål er å vurdere om typiske utslipp med biofyringsolje fra oljefyringsinstallasjoner kan utgjøre en risiko for mennesker eller miljø, eller om biooljens egenskaper betyr at utslipp med biofyringsolje generelt er uproblematisk.

Biofyringsolje defineres i denne rapporten som fettsyremetylestere (100% FAME) kun tilsatt additiver. Når det refereres til litteratur om biodiesel (B100), er dreier det seg om et produkt som er identisk med biofyringsolje (evt. med enkelte andre additiver). Andre typer biofyringsmidler/biooljer vil ikke bli behandlet, herunder rene biohydraulikkoljer, vegetabiliske oljer, glyserol, bioetanol og blandingsprodukter.

Risikovurderingen vil ha følgende fokuspunkter:

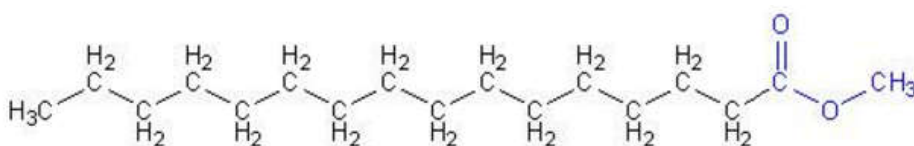
- Kjemisk sammensetning av biofyringsolje, herunder urenheter og additiver.
- Biofyringsoljens fysiske/kjemiske/biologiske egenskaper.
- Spredning og nedbrytning av biofyringsolje i løsmasser, grunnvann og resipienter.
- Risikovurdering av typiske utslipp med biofyringsolje.

5. Kjemisk sammensetning av biofyringsolje

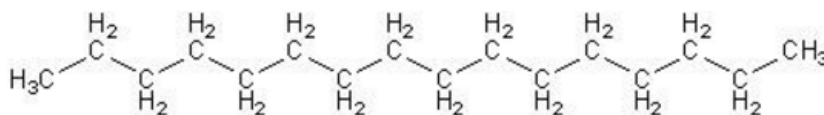
5.1 Fettsyremetylestere (FAME)

Biofyringsolje basert på fettsyremetylestere (FAME) er normalt en klar eller gul/brunlig væske med svak eller ingen lukt. FAME består av en metylgruppe, som sitter på en fettsyre med en lengde på typisk 16 eller 18 karbonatomer. Biofyringsoljen består generelt av relativt ensartede og ukompliserte molekyler, mens petrokjemisk fyringsolje kan inneholde 2000-4000 forskjellige stoffer, herunder forgrenede og aromatiske hydrokarboner.

Figur 5.1a viser et eksempel på en typisk fettsyremetylester (palmemetylester). Den viste palmemetylesteren er mettet og inneholder således ikke dobbeltbindinger. Til sammenligning viser figur 5.1b en typisk hydrokarbon (cetan), som er et alkan med 16 karbonatomer. Som utgangspunkt ligner de to molekylene på hverandre, men metylesteren har en ester-gruppe i enden av karbonkjeden.



Figur 5.1a: Palmemetylester produsert fra palmeolje, $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{14}\text{CO}_2\text{CH}_3$ /19/.



Figur 5.1b: Cetan, $(\text{C}_{16}\text{H}_{34})$ /19/.

5.2 Råmaterialer

Biofyringsolje (FAME) kan produseres ut fra mer enn 350 forskjellige avlinger /3/. Vanligvis brukes soyabønneolje, kokosolje, jordnøttolje, solsikkeolje, palmeolje og rapsolje. I tillegg kan produksjonen også baseres på animalsk fett som f.eks. fiskeolje og svinefett /1, 15/. Valget av olje-/fettstoffer avhenger normalt av tilgjengeligheten i de enkelte landene. I USA brukes tradisjonelt soyabønneolje, mens man i Europa hovedsakelig bruker rapsolje /4/. I Norge har man imidlertid hittil primært brukt fiskeolje /1/. Det vurderes å være sannsynlig at mange biofyringsoljer på markedet er basert på FAME fra flere forskjellige råmaterialer samtidig /20/.

Alle oljer og fettstoffer har prinsipielt samme oppbygning uansett om de er av vegetabilsk eller animalsk opprinnelse. Hovedbestanddelen er triglyserider, som er et glyserol-molekyl bundet til tre fettsyrer ved esterbindinger (se figur 5.2) /15/.

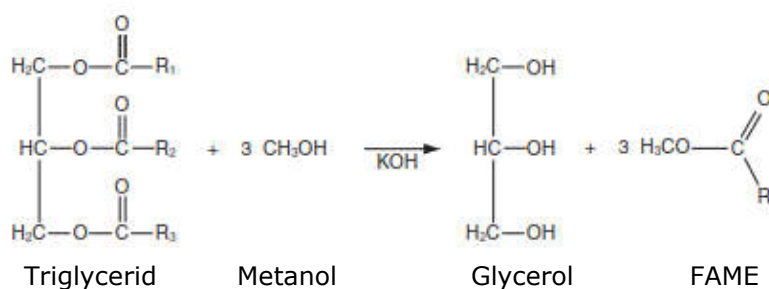
Kilden til olje-/fettstoffene er avgjørende for konsentrasjonen og fordelingen av mettede og umettede fettsyrer, som igjen har betydning for egenskapene i den ferdige biooljen. Dette gjelder bl.a. kuldeegenskapene (viskositet og utfelling ved lav temperatur), cetannummer (forbrenningshastighet) og lagringsstabilitet (holdbarhet). Betydningen er størst hvis det er snakk om rene produkter uten fortykning med petrokjemisk olje (f.eks. B100).

Høyt innhold av mettede fettsyrer (dvs. ingen dobbeltbindinger) ses i palmeolje og animalsk fett. Mettede fettsyrer vil generelt medføre dårligere kuldeegenskaper, høyere cetannummer og bedre lagringsstabilitet. Omvendt vil flerumettede fettsyrer (dvs. to eller flere dobbeltbindinger) gi bedre kuldeegenskaper, lavere cetannummer og dårligere lagringsstabilitet (f.eks. solsikkeolje). Høyt innhold av monoumettede fettsyrer (én dobbeltbinding) gir egenskaper mellom ytterpunktene (f.eks. rapsolje) /1/.

5.3 Produksjon

Produksjonen av FAME i EU foregår på mer enn 150 biooljeraffinerier med sammenlagt mer enn 20.000 ansatte /1/.

Det benyttes forskjellige kjemiske prosesser, hvorav alkalisk omestring – også kalt "transesterifisering" – er den mest alminnelige. Her tilsettes olje-/fettstoffene en blanding av alkohol og basekatalysator ved 60-70°C /5/. Normalt benyttes metanol (tresprit) som alkohol, men etanol kan også anvendes. Som basekatalysator benyttes typisk kaliumhydroksid (KOH) eller natriumhydroksid (NaOH). Den kjemiske reaksjonen er vist i figur 5.2.



Figur 5.2: Kjemisk reaksjon mellom triglyserid (olje/fett) og metanol (tresprit) med dannelse av glyserol og fettsyremetylestere (FAME) til følge. Metoden kalles omestring /5/.

Tilsetningen av metanol medfører at glyserol i triglyseridene skiftes ut med metanol og det dannes glyserol og fettsyremetylestere (FAME) /4, 15/. Dessuten kan urenheter i form av frie fettsyrer reagere med basen og danne såpe, som sammen med den dannede glyserolen skal adskilles fra FAME /5/. Adskillelsen foregår ved bruk av stoffenes forskjellige tettheter, f.eks. ved sentrifugering. Overflødig alkohol fjernes ved f.eks. destillering og andre urenheter (f.eks. salter og glyserolrester) fjernes ved én eller flere vaskeprosesser. Det tilsettes dessuten syre for å nøytralisere eventuelt overflødig basekatalysator /4/.

Glyserol fra produksjonen av FAME kan i noen sammenhenger anvendes til oppvarmingsformål i stedet for tung fyringsolje i oljefyringsanlegg med forvarming /1/.

5.4 Additiver

Både petrokjemisk dieselolje og biodiesel/biofyringsolje inneholder additiver, som har til formål å forbedre produktets egenskaper. Produsentene vil normalt ikke opplyse hvilke additiver som tilsettes deres produkter, og det formodes å være stor variasjon mellom forskjellige produkter. Produsentene har plikt til å dokumentere at additivene ikke utgjør en risiko for mennesker eller miljø, men opplysningene er normalt fortrolige. Innholdet av spesifikke additiver i biodiesel/biofyringsolje og deres mobilitet i miljøet er derfor et emne, som man i dag ikke ved veldig mye om. Det er dessuten uklart om innholdet av additiver i biooljen avhenger av geografi og av om det er biodiesel (B100) eller biofyringsolje.

På bakgrunn av en litteraturstudie vurderes de mest vanlige additiver å være:

- Antioksidanter (holdbarhet)
- Flytforbedrende midler ved lav temperatur ("cold flow enhancers")
- Cetan-fremmere (forbedret forbrenning)
- Biocider (holdbarhet)
- Antiskummidler
- NOx-reduserende stoffer
- Antikorrosjonsmidler.

Antioksidanter har som formål å forhindre uønsket oksidering. I FAME-produkter er det opplysninger om tilsetning av antioksidantene "hindered phenols", fenyldiamnin, pyrogallol,

propylgallat, tert-butyl hydrokinon (TBHQ) og butylert hydroksytoluen (BHT). Innholdet av antioksidanter utgjør normalt 200-3000 mg/L avhengig av antioksidant og FAME-type /20/. Generelt vurderes antioksidanter ikke å utgjøre et miljømessig problem som følge av stoffenes lave oppløselighet i vann og betydelige adsorpsjon til organisk stoff /20/. Imidlertid har eksempelvis TBHQ og fenylendiamnin høyere oppløselighet (hhv. 748 og 40.000 mg/L) og dermed en større mobilitet i miljøet. Enkelte studier har undersøkt betydningen av antioksidanter for nedbrytningen av FAME uten å kunne påvise en effekt. Imidlertid tyder undersøkelsene på at noen antioksidanter (bl.a. BHT) kan fremme den generelle nedbrytningen av planteoljer. Denne effekten kan muligens skyldes at antioksidantene hemmer dannelsen av svært nedbrytelige nedbrytningsprodukter (polymerer), som ellers ville gi en langsommere nedbrytning /20/.

Flytforbedrende midler i biodiesel omfatter f.eks. poly(etylene-vinyl acetat) (PEVA) og reduserer viskositeten og krystalliseringen ved lav temperatur /20/. Det vurderes at tilsetningen av disse stoffene kan være høyere i land som Norge med lave temperaturer om vinteren, men dette er ikke bekreftet ved litteraturstudiet.

Additiver til økning av centannummeret i biooljen omfatter ofte alkylnitrater (2-etylheksyl nitrat) og di-tert-butulperioksid /4/.

Biocidier vurderes å tilsettes for å øke holdbarheten og redusere risikoen for mikrobiologisk forårsaket korrosjon av tanker og rør. Biocider er imidlertid relativt dyre og tilsettes derfor normalt kun i produksjoner hvor det er helt nødvendig /20/. Dessuten er man ofte oppmerksom på ikke å fremme vekst av resistente bakterier, som kan ødelegge biooljen. Aktivstofferne i biocider er ofte isothiazoler, metylen bis(tiocyanat) (MBT) og nitromorphaliner. Flere av de anvendte biocidene forventes generelt å være oppløselige i vann, men relativt raskt nedbrytbare under både aerobe og anaerobe forhold /20/. Om det tilsettes additiver for å minske risikoen for mikrobiologisk forårsaket korrosjon og mikrobiologisk aktivitet i tanken, kan additivene muligens ha en negativ effekt på den biologiske nedbrytningen i jord og grunnvann.

Andre additiver kan inkludere antiskummidler, stoffer som hemmer utslipp av NO_x samt antikorrosjonsmidler /4, 21/. Flere av additivene vil være de samme som i petrokjemisk dieselolje.

5.5 Urenheter og nedbrytningsprodukter

Ifølge den europeiske standarden for biofyringsolje (EN-14213) skal ren biofyringsolje inneholde minst 96,5% FAME /7/. Den resterende delen består hovedsakelig av urenheter, som stammer fra den måten oljen er produsert på, håndtert og oppbevart. Det er veldig lite tilgjengelig informasjon om hvilke urenheter som kan være i oljen hos forbrukeren, og i hvilke konsentrasjoner. På bakgrunn av produksjonsmetoden vurderes de vesentligste urenheterne imidlertid å være:

- Mono-, di- og triglyserider (0,20-0,70%)
- Glyserol (0,24-0,25%)
- Metanol (0,20%)
- Vann (0,05%)
- Frie fettsyrer
- Syre-/baserester
- Såperester
- Metaller (som smitter fra tanker, beholdere og rørføringer).

Ovenfor betyr tall i parentes de maksimale tillatte innholdene angitt i typiske FAME-standarder (EN-14214, EN-14213 og ASTM-D6751) /7, 20/.

Urenhetene i biofyringsolje vurderes generelt å utføres av ukompliserte og lavmolekylære organiske stoffer (f.eks. metanol, frie fettsyrer og syre-/baserester) samt enkelte metaller.

Utover metallene betraktes urenheterne ikke som miljøfremmede stoffer, da det er snakk om relativt simple kjemiske strukturer, som er alminnelige i naturen. Ved utslipp i jord vil syre- og baserester normalt på kort tid bli nøytralisert av jordas naturlige buffersystem. De øvrige organiske urenheterne (herunder metanol og frie fettsyrer) vurderes å bli raskt nedbrutt og generelt vil urenheterne derfor ikke utgjøre et miljømessig problem, som bør tas med i en risikovurdering.

I /1/ er det vedlagt datablader for biofyringsoljeprodukter, som angir innhold av tungmetallene krom, nikkel, bly og zink på opp til 12 mg/kg. Til sammenligning er normverdiene i jord for disse stoffene 50-200 mg/ kg TS /22/. Det kan dessuten være innhold av arsen på opp til 3 mg/kg med en normverdi i jord på 8 mg/kg TS /11/. Selv for ren biofyringsolje vil man således ikke kunne måle overskridelser av normverdiene for jord.

Utover dette vurderes nedbrytningsprodukter av den naturlige nedbrytningen av FAME ikke å være toksiske eller på annen måte utgjøre et miljømessig problem. Nedbrytningsproduktene omfatter f.eks. acetat og frie fettsyrer, som raskt nedbrytes i jord og grunnvann. Generelt forventes FAME å bli mineralisert til CO₂ eller CH₄.

6. Egenskaper og spesielle forhold ved biofyringsolje

I det følgende beskrives sentrale egenskaper i biofyringsolje samt særlige forhold vedrørende korrosjon og kjemisk analyse av jordprøver med biofyringsolje. Innledningsvis foretas en sammenligning av biofyringsolje med petrokjemisk fyringsolje.

Det skal nevnes at biofyringsolje stort sett er identisk med biodiesel, slik som petrokjemisk fyringsolie stort sett er identisk med petrokjemisk dieselolie. Forskjeller vurderes å kunne omfatte enkelte andre additiver.

6.1 Sammenligning med petrokjemisk olje

Spredning og omsetning av FAME i jord og grunnvann avhenger av de fysiske-kjemiske-biologiske egenskapene. Typisk beskrives FAMEs egenskaper i litteraturen med fokus på biodiesel til bruk i transportsektoren. Biodiesel bestående av FAME vil imidlertid i de fleste aspekter være identisk med biofyringsolje /7/.

Tabell 6.1 sammenfatter relevante egenskaper for biodiesel sammenstillet med tilsvarende data for petrokjemisk dieselolje. Man skal være oppmerksom på at biooljens egenskaper i stor grad vil være påvirket av hvilket råmateriale oljen stammer fra samt hvilke urenheter og additiver oljen inneholder.

Parameter	Biodiesel/ biofyringsolje	Petrokjemisk fyringsolje/ dieselolje	Kilde
<i>Fysisk-kjemiske egenskaper</i>			
Løselighet [$\mu\text{g/L}$], 25 °C	1,2-21	5000-6000	/4,15/
Henry's law konstant [-] 25 °C	0,0064-1,3	0,0024-300	/4/
Log K_{ow} [-]	6,29-8,35	3,3-7,06	/4/
Tetthet [g/cm^3]	0,84-0,90	0,87-0,95	/4/
Viskositet [mm^2/s]	4,0-4,3	2,0-4,5	/20/
Kokepunkt [°C]	352-417	160-360	/4/
Cloud point [°C]	-3-20	Maks. 0	/1/
Pour point [°C]	-4-13	-	/1/
Cold filter plugging point [°C]	-4-14	Maks. -11	/1/
pH	3,9-6,7		/1/
<i>Biologiske egenskaper</i>			
Potensiale for biologisk nedbrytbarhet (+O ₂)	Dager-uker	Uker/måneder	/4/
Potensiale for biologisk nedbrytbarhet (-O ₂)	Uker-måneder	År	/4,15/
BOD ¹ [mg/L]	1,53-1,74	0,4	/20/
BOD/COD	0,53-0,63	0,17	/20/

Tabell 6.1: Fysisk-kjemiske egenskaper og egenskaper om bionedbrytbarhet for biodiesel og dieselolje. ¹Ved forsøk er det brukt slam fra renseanlegg som inokulat.

Verdiene i tabell 6.1 skal betraktes som en overordnet samling av generelle verdier. Ved et konkret utslipp vil det være relevant å forsøke å finne data spesifikt for den typen biodiesel som er sølt.

6.2 Fysisk-kjemiske egenskaper

Biodiesel/biofyringsolje (FAME) er på samme måte som petrokjemisk dieselolje og fyringsolje i flytende form ved atmosfærisk tryk og alminnelige inne- og utetemperaturer /6/.

Som det fremgår av tabell 6.1 er biodiesel generelt sett betydelig mindre løselig enn petrokjemisk dieselolje (biodiesel er mindre løselig i vann) og har mindre tendens til å avdampe (lavere Henry's konstant og damptrykk). Det skal nevnes at eksempelvis urenheter i biooljen kan ha høyere vannoppløselighet, men ikke selve FAME. Dette vurderes å være årsaken til at visse studier av vannoppløseligheten viser stor variasjon mellom forskjellige biooljer /15/.

Det fremgår videre at biodiesel generelt er mer tyktflytende (høyere viskositet) enn dieselolje, hvilket vil redusere hastigheten det migrerer vertikalt ned gjennom jordmatriksen til grunnvannet /23/. Dårlige kuldeegenskaper (f.eks. "cloud point" og "cold filter plugging point") vurderes således å redusere mobiliteten i jord og grunnvann betydelig ved lave temperaturer. Til slutt er tendensen til å adsorbere til organisk stoff ($\log K_{ow}$) høyere for FAME enn for petrokjemisk olje.

6.3 Holdbarhet og nedbrytbarhet

Biooljer har generelt en lavere holdbarhet enn tilsvarende petrokjemiske oljeprodukter. Årsaken er en større kjemisk og biologisk nedbrytbarhet samt et høyere vanninnhold (urenhet) /15/. Holdbarheten vil avhenge av hvilket råmateriale som biooljen er utviklet fra. Vegetabilske monoumettede og flerumettede oljer vil generelt ha lavere holdbarhet som følge av dobbeltbindingenes tendens til å inngå i kjemiske reaksjoner.

FAME og tilhørende organiske urenheder og nedbrydningsprodukter er generelt små og simple molekyler, som er almindeligt forekommende i naturen. Derfor er bionedbrydeligheten af FAME relativt høy og nedbrydningen kan foretages af almindeligt forekommende bakterier, som forventes normalt at være tilstede i de fleste miljøer /4, 15/.

Den generelle biologiske nedbrytbarheten av biodiesel og petrokjemisk dieselolje kan beskrives ved en rekke tabellverdier, som f.eks. bionedbrytbarhet over 21 dager og "biological oxygen demand" (BOD) samt forholdet mellom BOD og "chemical oxygen demand" (COD) (se tabell 6.1).

Den subjektive vurderingen av biologisk nedbrytbarhet fra /4/ og /15/ viser at bionedbrytbarheten for biodiesel er større enn petrokjemisk dieselolje. Dataene er videre underbygget av forholdet mellom BOD og COD fra /20/ som beskriver hvor stor en fraksjon av det samlede organiske innholdet som kan brytes ned biologisk. Intervallet for biodiesel ligger på 0,53-0,63, mens forholdet for petrokjemisk dieselolje ligger på 0,17. Det bemerkes at BOD-målingene er utført med slam som inokulat, hvilket vil resultere i et høyre oksygenforbruk sammenlignet med et utslipp i en resipient. BOD-verdiene er dermed konservative i forhold til å vurdere risikoen for oksygensvind i en resipient. Omvendt overestimerer BOD verdiene den biologiske nedbrytbarheten ved utslipp i jord, siden jorda vil inneholde mindre biomasse enn slam.

Biodiesel kan inneholde vesentlig mer vann enn petrokjemisk dieselolje /3/. Det høyere vanninnholdet og en generelt høyere nedbrytbarhet gjør at det er økt sjanse for mikrobiell vekst, hvilket resulterer i slim som kan forårsake filtertetting og lavere holdbarhet av oljen /3/. Mikrobiell vekst kan også medvirke til å fremme rustdannelse i lagringstanker /3/ og dermed være en mulig årsak til utettheter og utslipp til naturen.

Utover en større biologisk nedbrytbarhet er FAME også kjennetegnet ved en høy autooksidasjon ved kontakt med atmosfærisk oksygen og rask hydrolyse ved oppblanding i vann /20/. Det er med på å redusere holdbarheten av biofyringsolje sammenlignet med petrokjemisk fyringsolje.

6.4 Toksisitet overfor mennesker og miljø

Ren FAME biodiesel (B100) uten additiver vurderes generelt å ha meget lav toksisitet overfor mennesker og miljø. FAME har en veldig svak lukt og utgjør ikke en risiko ved inhalering. Dødelig oral dose av FAME til rotter (LD_{50}) er oppført som >5000 mg/kg /4/. Til sammenligning er LD_{50} for bordsalt kun ca. 3000 mg/kg.

Toksisiteten av FAME overfor mikroorganismer er fire ganger lavere enn av petrokjemisk dieselolje /24/.

Studier af FAMEs påvirkning av akvatiske miljøer har imidlertid vist at det kan være en toksisk effekt på enkelte organismer, herunder vannlopper og alger /4/.

Generelt vurderes toksisiteten av FAME å være betydelig lavere enn den er for petrokjemisk dieselolje. Dessuten vurderes kontakt med FAME samt eventuelle urenheter og nedbrytningsprodukter i biooljen ikke å utgjøre en risiko for mennesker eller miljø. Det kan på det foreliggende grunnlag imidlertid ikke udelukkes at biooljen kan inneholde additiver, som kan utgjøre en risiko ved direkte menneskelig kontakt over lengere tid.

6.5 Korrosjon av tanker og installasjoner

6.5.1 Stål- og metaltanker

Korrosjon av stål- og metaltanker til biofyringsolje vil generelt foregå på samme måte som med tanker til petrokjemisk fyringsolje eller rene vegetabiliske oljer. Produktene er alle lettere enn vann, men ikke vannblandbare. Kondens eller annet overskuddsvann vil derfor samle seg i bunnen av tanken. Med tiden kan vannfasen forsures som følge av utskilling av svake syrer fra oljeproduktene. Kombinasjonen av vann og syre (og evt. oksygen) kan medføre korrosjon av metall og stål. Dessuten kan vannfasen medføre bakterievekst og biokorrosjon.

Risikoen for korrosjon vil være større for biooljer (> 10 % FAME) enn for petrokjemisk olje /6/. Dette skyldes at vannfasens pH reduseres som følge av frie fettsyrer fra nedbrytningen av FAME ved kjemiske eller biologiske prosesser.

Dessuten har biooljene et betydelig høyere naturlig vanninnhold enn petrokjemisk dieselolje, og dermed er potensialet for akkumulering av vann i bunnen av tanken er størst for biooljene. Utskillelsen av vann som følge av temperatursvingninger er generelt størst i overjordiske uisolerte tanker, men kan også forekomme i nedgravde tanker /6/.

Det spiller dessuten en rolle at biooljer kan ta opp vann fra evt. luft som står over produktet i tanken, og kan resultere i at vanninnholdet overstiger grenseverdien i f.eks. EN-14214 på 0,05 % /6/.

Hvis oljetanken inneholder kobber, zink, bly eller messing kan det virke som katalysator for nedbrytningen av biooljen. Av denne årsaken vil kobbertanker eller tanker med eksempelvis zinkstøvmaling være uegnede til oppbevaring av biooljer basert på FAME /6/.

Tanker med innvendig korrosjonsbeskyttelse i form av anoder eller organiske belegninger vil muligens ikke ha den ønskede effekt ved oppbevaring av biooljer. Eksempelvis kan zinkanoder øke nedbrytningen av FAME og dermed utskillelsen av syrer /6/.

Alminnelige ståltanker til petrokjemisk olje kan i utgangspunktet brukes til lagring av rene biooljer (FAME), men man bør evt. utføre hyppigere kontroller enn ved lagring av petrokjemisk olje (typisk etter 15 år og deretter hvert 5-10. år). Overjordiske tanker er å foretrekke, da disse er lettere å inspisere. Her vil det imidlertid stadig være risiko for lekkasjer fra rørføringer og i selve oljefyret.

6.5.2 Plasttanker

Plast er bygd opp av monomerer, som er satt sammen i lange kjeder. Et eksempel er polyetylen (PE) eller glassfiberumettet polyester (GUP), som begge er typiske materialer i plasttanker til oljeprodukter. PE-tanker anvendes sjelden til fyringsolje i Norge, men er alminnelige i eksempelvis Danmark. Det finnes på nåværende tidspunkt begrenset dokumentasjon av PE og GUP-er egnethet til oppbevaring av biooljer med FAME /30/. Det er imidlertid mye som tyder på at især PE-tanker vil ha lav resistens overfor fettsyrer og rene vegetabiliske oljer. Generelt anbefales det å ikke anvende plasttanker til oppbevaring av FAME /6/.

6.5.3 Rørføringer

Rørføringer i oljefyringsinstallasjoner kan til tider bestå av galvaniserte stålrør. Dessuten brukes det ofte kobberrør i mindre oljefyringsanlegg. Disse materialene kan føre til økt nedbrytning av bioolje og etterfølgende korrosjon. Det er tidligere vurdert at en relativt kort oppholdstid og fravær av fri vannfase i rørene gjør at rørenes levetid muligens ikke reduseres vesentlig /30/. Det kan imidlertid oppstå tekniske problemer i oljefyrets brenner /6/.

Rørføringer kan også være produsert av plast. Det er ikke dokumentert hvorvidt plastrør vil være resistente overfor rene biooljer. Generelt vurderes plast og gummi ikke å være egnede materialer i biooljeinstallasjoner /4/.

Det kan ofte være vanskelig å inspisere rørføringer, og derfor bør man minske risikoen for korrosjon mest mulig. Generelt vil rørføringer i stål eller ulegert stål være å foretrekke fremfor rørføringer av plast eller kobber /6/.

6.6 Analyse av jord- og vannprøver

Undersøkelser av jordforurensning med olje baseres først og fremst på analyse av jordprøver med fokus på å vurdere forurensningens kildestyrke og utbredelse. Generelt utføres de kjemiske hydrokarbonanalysene ved GC-FID, hvilket er standard for de fleste rådgivere og myndigheter.

I forkant av GC-FID-analysen ekstraheres jordprøverne typisk i pentan eller en blanding av pentan og aceton. Med dette løses størstedelen av prøvenes innhold av hydrokarboner opp ($>C_5$), hvilket gjør fremgangsmåten anvendelig ved analyse for petrokjemisk olje. Metoden tar imidlertid kun for seg i meget begrenset omfang innhold av vegetabiliske oljer eller FAME, hvilket gir en betydelig underestimert av det reelle innholdet av disse stoffene, som har begrenset oppløselighet i både pentan og aceton.

En alternativ analysemetode er olje-/fettbestemmelse ved infrarød-spektrometri (IR) etter ekstraksjon i perkloretylen (PCE) (f.eks. Dansk standard M-0041 DS/R 209-2006). Metoden benyttes normalt til utslippsvann, men er også anvendelig til jordprøver.

Tabel 6.2 viser resultatet av testforsøk utført i forbindelse med et prosjekt om jordforurensning med biohydraulikkolje, som ennå ikke er publisert. I forsøket ble sandjord tilsatt forskjellige oljer med en konsentrasjon på 5000 mg/kg TS. Oljene som ble brukt var rapsolje (matolje), petrokjemisk hydraulikkolje (Azolla ZS 46 fra Total) og biohydraulikkolje (Biohydran TMP 46 fra Total). På samme måte som biofyringsolje er biohydraulikkoljen esterbasert og fremstilt av planteolje (typisk rapsolje). Prøvene ble etterfølgende analysert ved GC-FID etter ekstraksjon i hhv. pentan og pentan/aceton samt ved olje-/fettmetoden etter ekstraksjon i PCE.

	GC-FID (pentan) (% gjenfunnet)	GC-FID (pentan/aceton) (% gjenfunnet)	Olje-fett (PCE) (% gjenfunnet)
Petrokjemisk hydraulikkolje	92	75	87
Rapsolje	0,48	3,1	74
Biohydraulikkolje	3,3	4,5	73

Tabell 6.2: Resultater av laboratorieforsøk med sand tilsatt olje med konsentrasjonen 5000 mg/kg TS.

Resultatene viser at 75-92 % av petrokjemisk hydraulikkolje blir gjenfunnet, uavhengig av analysemetode. For rapsolje og biohydraulikkolje var resultatet etter ekstraksjon i pentan eller pentan/aceton imidlertid kun 0,48-4,5%, hvilket tydelig illustrerer at metoden ikke er egnet til

undersøkelse av disse typer oljer. Derimot gir olje-/fettmetoden en gjenfinning på 73-74 % for biohydraulikkolje og er derfor mer rettviseende.

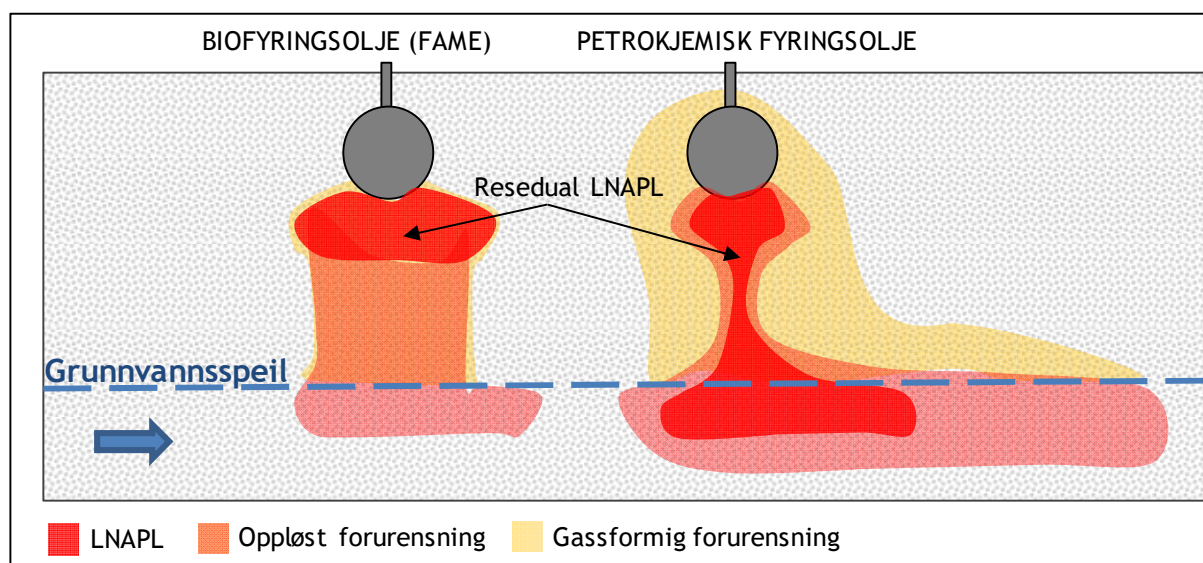
Presis som biohydraulikkoljen vil FAME kun i mindre omfang inngå i resultatet av konvensjonell GC-FID-analyse. Det er derfor essensielt at man bruker en egnet analysemetode når man undersøker utslipp med FAME eller andre biooljer.

Ved analyse av grunnvannsprøver er det vanskelig å analysere for FAME, som har en vannoppløselighet som ofte vil være lavere enn deteksjonsgrensen for individuelle FAME-komponenter. Her kan man i stedet analysere for pH, oppløst oksygen (DO), acetat, oppløst organisk stoff (DOC) eller total organisk stoff (TOC) i grunnvannet, som alle gir en indikasjon av påvirkningen forårsaket av FAME og dets nedbrytningsprodukter. Dessuten kan det analyseres for oppløst metan med tanke på å vurdere risikoen for avdamping av metan fra grunnvannssonen.

7. Spredning og omsetning av biofyringsolje i miljøet

7.1 Konseptuell modell

Som beskrevet i forrige kapittel, skiller biofyringsolje seg fra petrokjemisk fyringsolje ved en høyere viskositet, større tendens til å adsorbere til organisk stoff, lavere vannoppløselighet, lavere flyktighet og høyere bionedbrytbarhet. Alle disse forholdene vil være med på å redusere utbredelsen av et biofyringsoljeutslipp i jord og grunnvann sammenlignet med et tilsvarende utslipp med petrokjemisk fyringsolje. En sammenlignende konseptuell modell for biofyringsoljer og petrokjemisk olje er vist i figur 7.1.



Figur 7.1: Konseptuell modell for spredningen av petrokjemisk fyringsolje og dannelsen av "non aqueous phase liquid" (LNAPL) /20/.

7.2 Fri oljefase (LNAPL)

Både petrokjemisk dieselolje og biofyringsolje/biodiesel danner LNAPL som følge av en lavere tetthet enn vann. En laboratoriestudie med biodiesel viste at LNAPL fra biodiesel generelt har en langsommere nedsiving gjennom den umettede sone enn LNAPL fra petrokjemisk olje /20/. Det skyldes primært biodieslens høyere viskositet og det medfører at det dannes en pulje av residual LNAPL tett på utslippsstedet, som kun langsomt spres ned mot grunnvannet. Denne forskjellen mellom petrokjemisk fyringsolje og biofyringsolje vil bli tydeligere ved lavere temperatur, hvor FAME har en enda lavere viskositet.

7.3 Spredning i grunnvannet

Som det vises i tabell 6.1, har FAME en vannoppløselighet som er >200 ganger mindre enn vannoppløseligheten av petrokjemisk fyringsolje. Det er kun kjennskap til ganske få undersøkelser av grunnvannsforurensning med FAME, men teoretisk sett vil den betydelig lavere vannoppløseligheten av FAME medføre en begrenset utvasking til grunnvannet og dermed også en mindre grunnvannsfane enn for petrokjemisk fyringsolje. Dessuten vurderes oppløst FAME normalt å nedbrytes raskt til frie fettsyrer, acetat og metan eller karbondioksid. Generelt er det vanskelig å foreta direkte målinger av FAME i grunnvannet, da konsentrasjonene typisk vil være lavere enn analysemetodens deteksjonsgrense /20/.

7.4 Avdamping til poreluft

Flyktigheten av FAME er også betydelig lavere enn av petrokjemisk fyringsolje. Det ses i tabell 6.1, ved en Henry's konstant (estimert middel av de forskjellige stoffer i oljen), som normalt er 100-200 ganger lavere enn for fyringsolje. Dessuten har FAME-produkter normalt svak til ingen lukt.

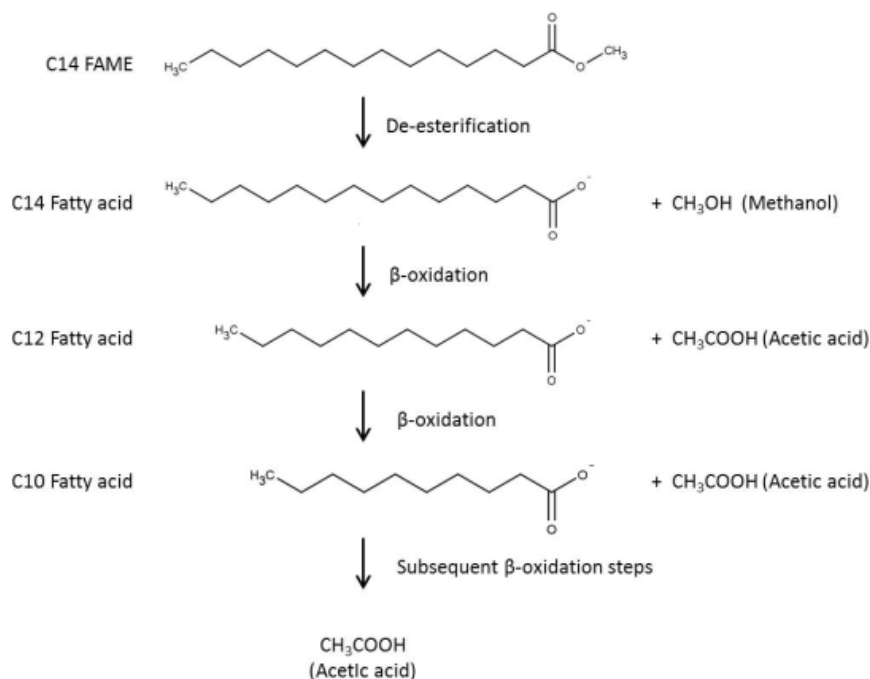
Det kjennes ikke til studier av poreluftforurensning fra jordforurensning med FAME. Den lave flyktigheten vurderes imidlertid å medføre et meget begrenset omfang av poreluftforurensning. Utbredelsen av poreluftforurensning fra en petrokjemisk fyringsoljeforurensning er erfaringsmessig < 1 m pga. naturlig nedbrytning, som reduserer utbredelsen /13/. Da FAME antas å brytes ned raskere enn petrokjemisk fyringsolje, vurderes utbredelsen i poreluften å være betydelig mindre enn 1 m og sannsynligvis sjeldent målbar med alminnelige analysemetoder.

7.5 Nedbrytning i jord og grunnvann

Nedbrytningen av FAME i jord- og grunnvann kan, på samme måte som for petrokjemisk fyringsolje, foretas av naturlig forekommende mikroorganismer. I mindre omfang kan nedbrytningen også skje abiotisk ved autooksidasjon eller kjemisk hydrolyse /20/. Den biologiske nedbrytningen vurderes å være betydelig større enn den abiotiske nedbrytningen, men det kan være vanskelig å skille mellom de to prosessene.

Biologisk nedbrytning av FAME er dokumentert ved en rekke laboratoriestudier under forskjellige forhold og med forskjellige FAME-produkter /20/. Studiene har generelt påvist en betydelig biologisk nedbrytning under aerobe forhold, hvor molekylær oksygen (O_2) fungerer som terminal elektronakseptor ved oksidasjon av fettsyrene. Det er også i flere studier påvist nedbrytning under oksygenfrie forhold ved reduksjon av nitrat (NO_3^-) eller sulfat (SO_4^{2-}). Nedbrytningen er også påvist ved metanogene forhold, hvor f.eks. karbondioksid (CO_2) eller eddiksyre fungerer som elektronakseptor /20/. Herved dannes metan (CH_4), hvilket omtales senere i rapporten. Det er ikke tidligere påvist biologisk nedbrytning i laboratoriet av FAME ved reduksjon av mangan (Mn(IV)). Nedbrytning av FAME ved reduksjon av jern(III) er påvist på et enkelt feltstudie /20/.

Den mest vanlige nedbrytningsmekanismen for FAME (både aerobt og anaerobt) er trinnvis nedbrytning ved β -oksidasjon, som illustrert i figur 7.2. Først omdannes FAME til fettsyrer ved spalting av metanol. Deretter forkortes fettsyrene trinnvis ved spalting av eddiksyre /20/. Samme mekanisme er dominerende som siste fase av naturlig nedbrytning av petrokjemisk olje etter at hydrokarbonene først er nedbrutt til fettsyrer /25/.



Figur 7.2: Generell nedbrytningsmekanisme av FAME ved β -oksidasjon /20/.

Nedbrytningsprodukter av biologisk nedbrytning av FAME omfatter eddiksyre (CH_3COOH), fettsyrer og metanol (CH_3OH), som alle er vannoppløselige /20/. Nedbrytning av FAME i grunnvann og overflatevann vil derfor vise seg ved kraftig forhøyede innhold av oppløst organisk stoff (DOC). Nedbrytningsproduktene vil imidlertid typisk raskt brytes ned videre til karbondioksid (CO_2) eller metan (CH_4). Det er ikke opplysninger om dannelse av nedbrytningsprodukter fra FAME, som kan betraktes som vanskelig nedbrytbare eller toksiske for mennesker eller miljø.

Nedbrytningen av FAME i jord og grunnvann vil generelt sett avhenge av de samme faktorene som styrer nedbrytning av petrokjemiske hydrokarboner. Særlig klimatiske og geologiske forhold samt jordas innhold av vann, næringssalter og organisk stoff vurderes å spille en vesentlig rolle /14, 17, 20, 30/. Næringssalter er en forutsetning for mikrobiell vekst. Høyt vanninnhold hrmmer oksygentilførslen og lavt vanninnhold hemmer bakteriene. Innholdet av organisk stoff påvirker mengden av bakterier. Om det tillsettes biocider i biooljen for å minske risikoen for mikrobiologisk forårsaket korrosjon og mikrobiologisk aktivitet kan disse muligens begrense den biologiske nedbrytningen av FAME i jord og grunnvann.

Det er laget ganske få undersøkelser av nedbrytningsraten for FAME i jord og grunnvann. I /23/ er det i mikrokosmos-forsøk med grunnvann/grunnvannssediment estimert rater av forskjellige FAME-molekyler under anoksiske og næringsfattige forhold. Første ordens rater ble i en enkelt studie bestemt til $0,004\text{--}0,062\text{ d}^{-1}$ ved $25\text{ }^\circ\text{C}$ /23/. Det ble her vurdert at oppløseligheten av LNAPL var den begrensende faktor for den biologiske nedbrytningen. De påviste ratene er relativt høye sammenlignet med rater bestemt for petrokjemiske hydrokarboner, selv under oksygen- og næringsfattige forhold. Generelt er det dokumentert at FAME nedbrytes raskere og mer fullstendig enn petrokjemisk dieselolje /4, 20, 23/.

I litteraturen er det beskrevet enkelte feltundersøkelser av utslipp med ren FAME til jord og grunnvann. I /20/ beskrives en brasiliansk studie med et kontrollert utslipp av 100 L FAME basret på soyabønneolje (B100). Lokaliteten var kjennetegnet ved høye grunnvannstemperaturer ($22\text{--}26\text{ }^\circ\text{C}$) og lav pH (ca. 4), som ikke er uvanlig i Brasil. Oksygenforholdene i grunnvannet endret seg over en periode på 29 måneder fra aerobe til anaerobe. Dessuten steg grunnvannskonsentrasjonen av acetat med høyeste innhold etter 18–24 måneder (120 mg/L). Acetat (anion) er et alminnelig nedbrytningsprodukt i β -oksidasjonen

(figur 7.2) og kan mineraliseres til karbondioksid. Metan-innholdet i grunnvannet steg på 12 måneder fra under deteksjonsgrensen til 30 mg/L, hvilket er over metans vannoppløselighet ved de målte grunnvannstemperaturene. Det stemte overens med at det kunne påvises metanogene forhold. Resultatene indikerte en betydelig mikrobiologisk omsetning av FAME /20/.

Det er dessuten beskrevet et enkelt større utslipp av FAME (Minnesota i USA, august 2007) /20, 26/. Her kunne det ikke påvises innhold av individuelle fettsyremetylestere i grunnvannet, hvilket vurderes å skyldes at deteksjonsgrensen var over grunnvannskonsentrasjonene. Imidlertid kunne det i grunnvannet måles innhold av acetat, total organisk karbon (TOC) og oppløst organisk karbon (DOC) på >2.000 mg/L. Det kunne dessuten måles forhøyede innhold av metan i grunnvannet. I poreluften i den umettede sonen kunne det måles innhold av metan på opp til 67 % og karbondioksid på opp til 34 % /20/. Til sammenligning er den nedre eksplosjonsgrense (LEL) for metan ca. 5 %.

Det finnes flere erfaringer med utslipp med en blanding av biodiesel og petrokjemisk dieselolje (f.eks. B20), om enn ikke mange. Blandingsforurensninger kan være komplekse da de forskjellige forurensningsstoffene kan påvirke spredning og nedbrytning av de enkelte stoffene både positivt og negativt /4, 20, 22/.

7.6 Forurensning av overflatevann

Forurensninger med biofyringsolje kan potensielt påvirke nærliggende overflatevann (dvs. resipienter), som f.eks. elver, innsjøer og fjorder. Spredningen kan foregå via forskjellige transportveier:

- Spredning av grunnvannsforurensning til nærliggende overflatevann, som er i hydraulisk kontakt med det forurensede grunnvannsmagasinet.
- Overflateutslipp (ved tanker eller på veiareal), som går direkte i resipienten, f.eks. over befestede overflater.
- Spredning av forurensning gjennom kloakker, grøfter eller dren til resipienten. Spredningen kan også skje gjennom eventuelle sprekker i klipper eller lignende.

Erfaringsmessig ses oljeforurensning av innsjøer og vannløp typisk kun ved spredning via kloakker, grøfter og dren, og sjelden ved spredning via terrengoverflaten eller grunnvann.

Utslipp med biofyringsolje til overflatevann forventes generelt sett å oppføre seg som utslipp med vanlig petrokjemisk fyringsolje, da begge produkter har en tetthet lavere enn 1 og har en lav vannoppløselighet. Biofyringsoljen vil således samle seg omkring vannoverflaten som LNAPL, som relativt lett kan samles opp, og dermed en stor del av forurensningen fjernes /4/. Oppsamlingen kan skje ved utlegging av flytesperrer og opp-pumping av demmet olje.

Den umiddelbare effekten av et FAME-utslipp til overflatevann vurderes å være synlig tilstedeværelse av LNAPL på vannspeilet, i vannkanten og som belegninger på planter og dyr. På samme måte som for petrokjemisk oljeforurensning vurderes belegninger med bioolje å kunne skade eksempelvis vanndyr og fisks respirasjon og mobilitet.

Fordampningen fra LNAPL i vannoverflaten vil typisk være av betydning i sommerhalvåret. Avhengig av vind- og strømningsforhold vil biofyringsoljen med tiden bli oppløst i resipienten. Den lave vannoppløseligheten betyr at dette kan ta relativt lang tid.

Når FAME er oppløst i vannmassen vil stoffene normalt raskt hydrolyseres til fettsyrer og metanol ved abiotiske prosesser. Laboratoriestudier har påvist at denne prosessen kan hydrolysere 5-10 % innenfor 24 timer /20/. Utover dette vil naturlige mikroorganismer i

vannfasen og i sedimentet bryte ned FAME ved samme mekanismer som gjør seg gjeldende i jord og grunnvann.

Tilstedeværelse av LNAPL på vannoverflaten vurderes muligens å kunne hemme den aerobe nedbrytningen i vannfasen, dersom oljen utgjør en sammenhengende film, som reduserer kontakten mellom vannet og atmosfæren betydelig.

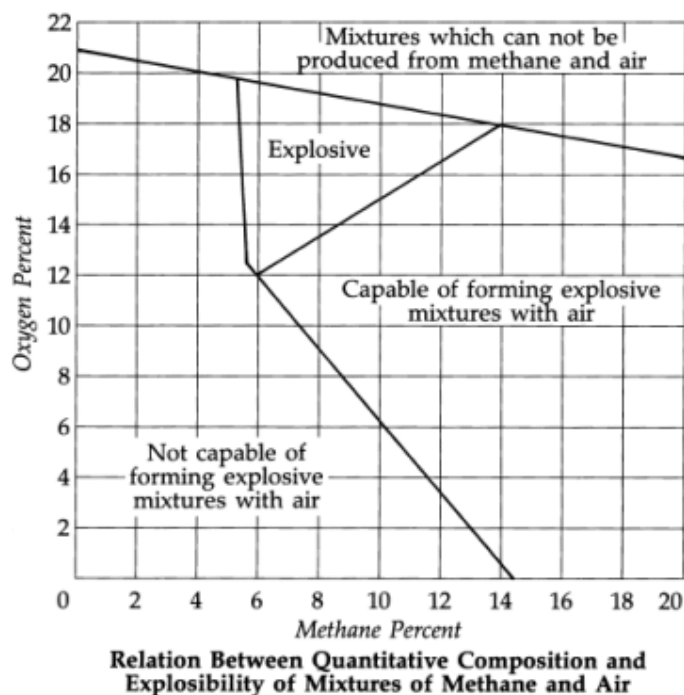
Plutselig tilførsel av biofyringsolje til en resipient representerer en økt BOD. Det kan medføre en bakterievekst og reduksjon av vannets innhold av oppløst oksygen. Hvis ikke størstedelen av oljen fjernes kan man risikere oksygensvind med skade på resipientens økosystem. Effekten på resipienten vurderes imidlertid ikke å kunne sammenlignes med effekten av utslipp med husdyrgjødsel. Dette skyldes at BOD-verdiene for biofyringsolje er på 1,53-1,74 mg/L, mens husdyrgjødsel har et BOD innhold på ca. 30.000 mg/L.

7.7 Dannelse av metan

Utslipp med FAME kan medføre metanogene forhold i jord og grunnvann med massiv metandannelse til følge. Metandannelsen finner sted når øvrige potensielle elektronakseptorer er blitt oppbrukt (især O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}). Som tidligere beskrevet er det på lokaliteter forurensset med FAME tidligere påvist overmetning med metan i grunnvannet ($> ca. 25 \text{ mg/L}$) og innhold av metan i poreluften på opp til 67 %. Til sammenligning er den nedre eksplosjonsgrensen på 5-10 % /20/.

Disse konsentrasjonene tilsvarer hva man finner på mange gamle deponier, som kan inneholde betydelige mengder av lett nedbrytbart organisk materiale. Deponigass inneholder normalt like deler metan og karbondioksid /27/. Det er dessuten påvist metaninnhold i poreluften på opp til 41-74 % på en tidligere sukkerfabrikk med et nå oppfylt bunnfellingsbasseng til sukkerholdig spillvann /28/. Bensinforurensninger vil typisk også kun gi anledning til lett forhøyede metaninnhold i utslippsområder /4/.

Metan er i seg selv luktfri og ikke toksisk. Metan er imidlertid en drivhusgass som bidrar til global oppvarming på samme måte som karbondioksid, men med 21 ganger større effekt. I tillegg kan metangass utgjøre et alvorlig problem ved avdamping og akkumulering i bygninger og andre lukkede rom, da høye konsentrasjoner kan medføre eksplosjonsfare. Eksplosjonsfaren avhenger av luftens sammensetning (se figur 7.3). "Lower explosion limit" (LEL) for metan er ca. 5 % og "upper explosion limit" (UEL) er ca. 15 % /28/. I inneklime og andre lukkede rom bør innholdet av metan $>0,5 \text{ %}$ føre til akutte avvergetiltak for å unngå risiko for at åpen ild eller gnister kan antenne metangassen og medføre en eksplosjon /4/.



Figur 7.3: Eksplosjonsfare ved varierende innhold av metan og oksygen /4/.

Metan er en lett gass som vil søke oppad. Kraftig metanproduksjon kan dessuten i noen tilfeller danne et overtrykk, som vil øke den advective transporten til nærliggende bygninger. På lokalteter med andre forurensningsstoffer kan denne effekten øke inntrengingen av andre flyktige stoffer til bygningen /4, 26/.

Omfanget av metandannelse på en gitt lokalitet vil avhenge av bl.a. mengden og typen av FAME i jorden samt muligheten for naturlig gjenoksidering av de forurensede avsetningene. Selv innhold av atmosfærisk oksygen kan medføre oksidasjon av metangass til CO_2 og dermed begrense risikoen. Det kan således skje en effektiv nedbrytning av metan i de terrengnære lagene med løsmasser, hvor gjenoksideringen normalt er god /4/.

Risikoen for akkumulering i bygninger vil dessuten avhenge av de geologiske forholdene, jordas vanninnhold, bygningens plassering og konstruksjonsmessige forhold som f.eks. gulvoppbygging og kloakkforhold /12/. Konstruksjonsmessige forhold til reduksjon av radon vil medvirke til at redusere risikoen for inntrenging av metan til bygninger. Dessuten vil den romlige og tidsmessige variabiliteten spille en stor rolle for risikoen for avdamping av metan i vesentlige konsentrasjoner.

Ved undersøkelser av lokaliteter forurensset med FAME er det viktig å være oppmerksom på at metandannelse kan være forsinket måneder eller år etter det opprinnelige utslippet. På samme måte kan metandannelse ofte påvises lenge etter at FAME-utslippet er nedbrutt. Dette henger sammen med at metan dannes ved nedbrytning av nedbrytningsprodukter av FAME-nedbrytning, snarere enn selve FAME-molekylene. Av samme grunn kan man til tider observere metanproduksjon nedstrøms kildeområdet selv om man ikke ser det ved selve utslippsstedet /4/.

7.8 Dannelse av luktstoffer

Som beskrevet avgir FAME-produkter normalt kun en svak lukt. Utslipp med FAME vurderes derfor ikke å kunne gi anledning til luktsjenanse. Dessuten vil dannelse av metan ikke medføre lukt, da metangass er en luktfri gass. Det uvisst om forurensning med FAME kan gi anledning

til dannelse av andre gasser, som kan observeres som lukt ved utslippsstedet eller i nærliggende bygninger.

Teoretisk sett kan det dannes sulfidgass (H_2S) hvis FAME brytes ned ved sulfatreduksjon /20/. Sulfid er en illeluktende gass, som forbindes med kloakker og råtne egg. Gassen er dessuten meget toksisk for mennesker i konsentrasjoner i luften over 200-300 ppm.

I jordmiljøet vurderes sulfid normalt kun å bli dannet i mindre konsentrasjoner, som ikke gir anledning til luktproblemer over terrengoverflaten. Teoretisk sett kan det imidlertid dannes vesentlige mengder sulfidgass, dersom de forurensede avsetningene inneholder store mengder sulfat (SO_4^{2-}). Det kan være situasjoner med mye pyritt, pyrittholdig alunskifer eller andre sulfatholdige mineraler i de terrengnære avsetningene. Dessuten kan inntrenging av saltvann til grunnvannet tilføre sulfat til utslippsstedet og dermed muliggjøre sulfatreduksjon. Da sulfid er en tung gass, vurderes eventuell sulfidgass ikke å ville avdampe vesentlig til uteluft og inneklime.

8. Risikovurdering

I dag foretas undersøkelser og risikovurderinger av jordforurensning med utgangspunkt i veiledere fra Miljødirektoratet, slik som "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA2553:2009)" /10/ og "Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn (99:01a)" /10/. Det finnes imidlertid ingen forskrifter for hvordan man skal håndtere utslipp med biofyringsolje. Dessuten finnes ingen normverdier for tillatte verdier av FAME eller metan i jord og grunnvann.

I det følgende er det foretatt eksempler på en risikovurdering med følgende fokuspunkter:

- Kontaktrisiko
- Avdamping av flyktige stoffer til uteluft og inneklime
- Dannelse og avdamping av metan til inneklime
- Risiko for grunnvann og drikkevannsinteresser
- Risiko for resipienter (eksempelvis elver, innsjøer og fjorder).

Innledningsvis stilles det opp noen scenarier som representerer typiske større utslipp. Da det ikke foreligger veiledere eller lignende, som beskriver en generell arbeidsgang ved risikovurdering av utslipp av biofyringsolje, er vurderingen basert på biofyringsoljens fysiske/kjemiske egenskaper, samt den beskrevne kunnskapen om spredning i jord og grunnvann.

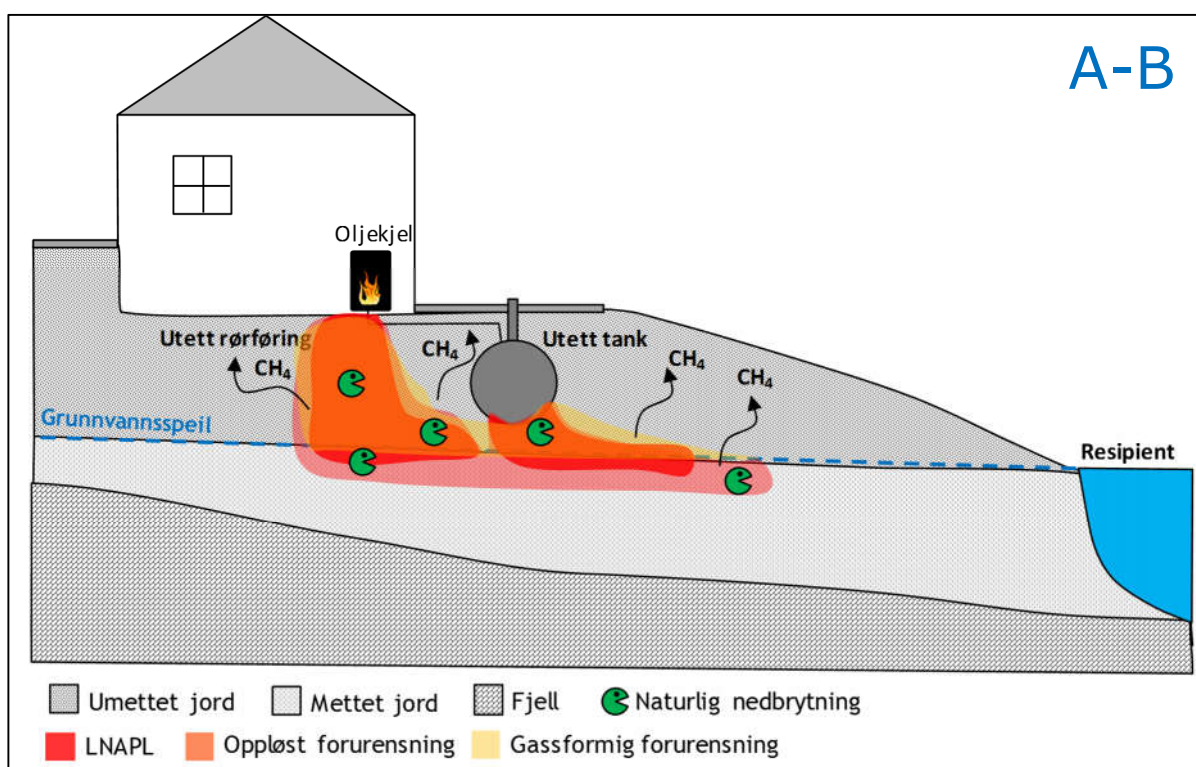
8.1 Definisjon av utslippsscenarier

Det finnes ingen presise registre over alder og størrelse av oljetanker til lett fyringsolje i Norge. En opptelling for Oslo fra 2012 viser at flertallet av oljetanker er etablert mellom 1950 og 1979. Kun 12 % er fra etter 1990. De fleste tankene vurderes således å være >30 år gamle. De tilhørende oljefyrene vurderes typisk å være etablert på samme tid som tanken /9/. Tanker tilknyttet eneboliger som oftest er mindre enn 3000 L, mens tanker tilknyttet boligblokker, næringsbygg og liknende gjerne er større /9/.

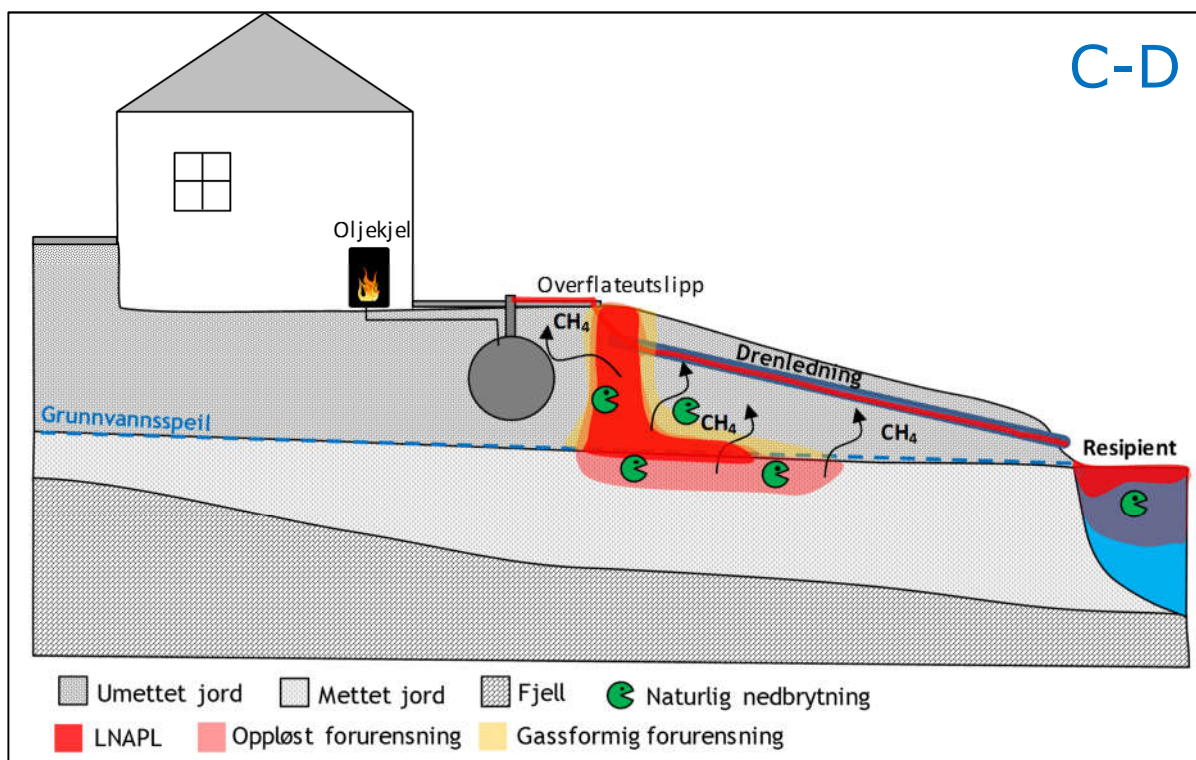
Som utgangspunkt vurderes utslipp med biofyringsolje å kunne skje på en måte, og med volumer som er meget lik de erfaringene man har med petrokjemisk fyringsolje. På den bakgrunn er det nedenfor beskrevet fire utslippsscenarier for alminnelige private oljetanker. Det tas utgangspunkt i typiske norske forhold med umettede sedimenter over sekundært grunnvann og underliggende grunnfjell. Forhold som f.eks. høytliggende grunnfjell og hard frost kan ha betydning for risikovurderingen, og vil bli kommentert i de enkelte avsnitt.

De fire scenariene (A-D) vil være utgangspunktet for den etterfølgende risikovurderingen. Utslippsvolumene i scenario A og C vurderes å representere et stort utslipp, mens volumene i scenario B og D vurderes å representere et ekstremt utslipp.

- | | |
|--------------------|--|
| Scenario A: | 1000 L olje spilt fra utett nedgravd tank eller rørføring (figur 8.1) |
| Scenario B: | 5000 L olje spilt fra utett nedgravd tank eller rørføring (figur 8.1) |
| Scenario C: | 1000 L overflateoljeutslipp. Transport via dren eller lignende til resipient (figur 8.2) |
| Scenario D: | 5000 L overflateoljeutslipp. Transport via dren eller lignende til resipient (figur 8.2) |



Figur 8.1: Konseptuell forståelse for spredning og omsetning av biofyringsolje etter utslipp fra en utetthet i en rørføring eller en nedgravd tank. Situasjonen svarer til scenario A og B.



Figur 8.2: Konseptuell forståelse for spredning og omsetning av biofyringsolje etter et overflateutslipp. Situasjonen tilsvarer scenario C og D. Utover de naturlige spredningsveiene spres oljen i en drenledning til en nærliggende resipient.

Med tanke på å beskrive *worst-case* antas de fire utslipp å ha skjedd <5 m fra en bolig. Dessuten antas det i scenario C og D å kunne skje spredning via et dren til et vannløp. Vannløpet antas å ha en vannføring på 19 m³ pr. sekund tilsvarende middelvannføring for Akerselva i perioden 1956-2010.

8.2 Kontaktrisiko

I henhold til TA-2553/2009 kan det ved følsomt arealbruk (boligområder) aksepteres tilstandsklasse 2 eller lavere og i områder som brukes til dyrking, og i grønne barnehager aksepteres maksimalt tilstandsklasse 1 for stoffene PCB_{sum}, PAH_{sum16}, benzo(a)pyren, cyanid og heksaklorbenzen. Da disse stoffene ikke er beskrevet som innholdsstoffer i biofyringsolje, forventes dette kravet ikke å utgjøre et problem. I dypereliggende jord (>1 m) aksepteres i henhold til TA-2553/2009 tilstandsklasse 3 eller lavere i områder med følsomt arealbruk, men det vurderes ikke å være risiko for kontakt med forurensning i disse dybdene.

Ved utslipp med biofyringsolje fra utette tanker og rørføringer (scenario A og B) kan det være høye innhold av FAME like under terrengoverflaten eller gulvkonstruksjonen alt etter hvor utettheten har oppstått.

Overflateutslipp med biofyringsolje (scenario C og D) vil normalt medføre høye konsentrasjoner i overflatejorden. Permafrost, frossen jord, høytliggende grunnfjell og faste belegninger vil redusere nedsivingen og forårsake overflateavstrømning. Med tiden forventes konsentrasjonen i overflatejorden å reduseres i takt med at oljen trekker lenger ned eller skylles vekk av nedbør. Dessuten vil også fordamping og naturlig nedbrytning bidra til lavere konsentrasjoner tett på terreng, hvor potensialet for nedbrytning ofte er høyt. Som følge av biofyringsoljens høye viskositet og lave flyktighet forventes det imidlertid å kunne være høye konsentrasjoner i overflatejorda over en lengre periode.

I alle fire scenarier kan det oppstå kontakt ved hage- og gravearbeider, renovering av kloakker og gulv mm. Det vil også kunne oppstå kontakt med forurensning som ligger ved nedgravde tanker, hvis tanken skal tas opp. Imidlertid har ren biofyringsolje (FAME) som utgangspunkt lav toksisitet overfor mennesker og miljø, og utslipp med FAME vurderes ikke å utgjøre en risiko ved direkte kontakt. Dette gjelder også eventuelle urenheter og nedbrydningsprodukter i bioljen.

Da det er uklarhet om hvilke additiver som tilsettes biofyringsolje, kan det ikke uten videre avvises at hudkontakt kan utgjøre en mindre risiko for mennesker. Risikoen vurderes imidlertid å være lavere enn for utslipp med petrokjemisk fyringsolje. Hvis man skal være helt sikker på at det ikke vil være risiko ved kontakt, er man derfor nødt til å rense belegninger og fjerne jord med høye innhold av biofyringsolje.

Inhalering av damp i forbindelse med gravearbeider og lignende vurderes på bakgrunn av litteraturstudiet ikke å utgjøre en risiko, da farligheten og flyktigheten av stoffene generelt er relativt lav.

Risikoen for opptak av stoffer fra biofyringsolje i spiselige avlinger er ikke et emne som er behandlet i den utførte litteraturstudien. Som følge av stoffenes lave toksisitet vurderes det imidlertid umiddelbart ikke å utgjøre et problem.

8.3 Avdamping av biofyringsolje til uteluft og inneklime

Det er ikke kjennskap til studier som har undersøkt avdampingen av biodiesel eller biofyringsolje til uteluft eller inneklime. Utslipp med biofyringsolje under eller opp ad bygninger kan i prinsippet medføre avdamping av flyktige stoffer til inneklimeet. Dessuten kan især overflateutslipp potensielt medføre avdamping til uteluften. Imidlertid forventes biofyringsolje å ha en meget lav flyktighet sammenlignet med petrokjemisk fyringsolje. Eventuelle uteluft- og

inneklimakonsentrasjoner av stoffer fra biofyringsoljen vurderes derfor umiddelbart å være meget lave og ikke målbare med vanlige målemetoder. Selv ved målbare innhold av FAME vurderes det ikke å være en risiko ved inhalering.

Dessuten vurderes utslipp med biofyringsolje normalt ikke å kunne gi anledning til dannelse av luktstoffer som kan detekteres i uteluften eller inneklimate.

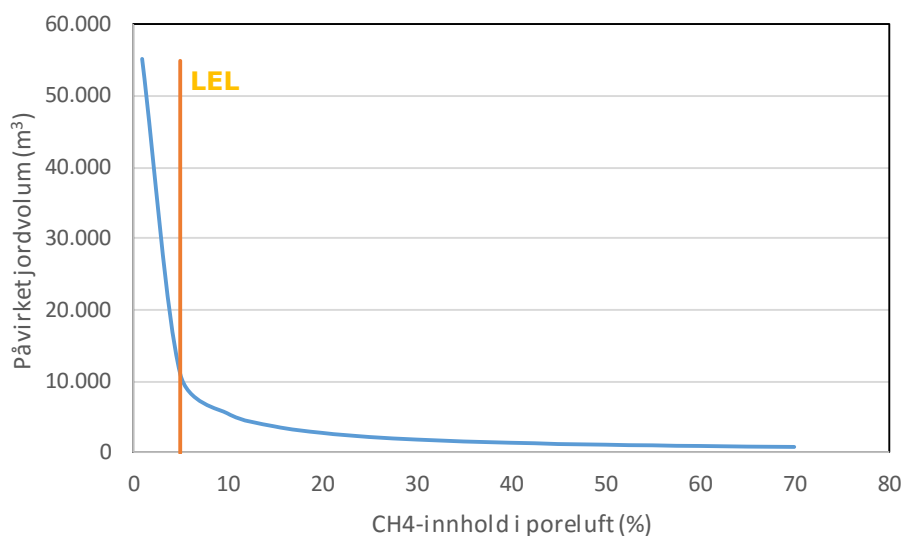
I situasjoner med overfladeutslipp på frossen overflatejord eller høytliggende grunnfjell, vil det kunne skje overfladeavstrømning, som evt. kan føre utslippet tettere på bygninger. Her vil det imidlertid samtidig være lettere å oppdage og fjerne oljeutslippet. Lave temperaturer i jorden (<5 °C) kan dessuten hemme den naturlige nedbrytningen i de øverste jordlagene. Som følge av den lave flyktigheten og toksisiteten av FAME, vurderes dette ikke å øke risikoen for uteluft og inneklimate i betydelig grad.

8.4 Avdamping av metangass til inneklimate

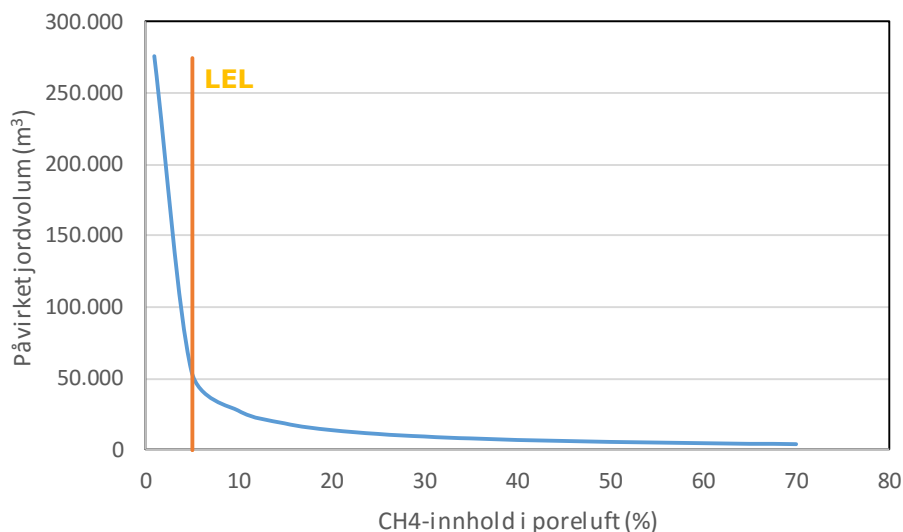
Utslipp med biodiesel vurderes generelt å kunne utgjøre en potensiell risiko for dannelse av metan og akkumulering av eksplosive metankonsentrasjoner i bygninger og lukkede rom /3, 4/. Det er uvisst om det har forekommet ulykker, hvor utslipp med biodiesel eller andre FAME-produkter har forårsaket eksplosjoner. I USA har man til gjengjeld sett mer enn 30 eksempler på eksplosjoner forårsaket av deponigass, som formodes å ha en sammensetning som ligner gass dannet i utslippssoner med lett nedbrytelige stoffer fra biodiesel og biofyringsolje. Deponier vil imidlertid typisk utgjøre en større mengde av organisk materiale enn utslipp med biofyringsolje /28/.

Med tanke på å illustrere effekten av eventuell metanproduksjon etter et utslipp med biofyringsolje, er der nedenfor utført en overslagsberegning:

Andelen av karbon i FAME er ca. 77 % avhengig av hvilken type der er snakk om. På bakgrunn av erfaringer med bl.a. deponigass antas halvdelen av de 77 % å bli omdannet til metangass, mens resten hovedsakelig omdannes til karbondioksid. Det antas at metangassen ikke nedbrytes eller avdampes til atmosfæren, hvilket er en meget konservativ antagelse. Temperaturen i jorda antas å være 7°C og jordas luftfylte porøsitet antas å være 15 %. På bakgrunn av dette, kan det ut ifra idealgassligningen estimeres hvilket jordvolum som vil være påvirket med en gitt metankonsentrasjon. Resultatene er illustrert i figur 8.3 og 8.4.



Figur 8.3: Beregningseksempel av metandannelse ved scenario A (1000 L FAME). Kurven viser sammenhengen mellom metankonsentrasjonen og volumet av det jordvolumet som vil være påvirket. Dessuten er det vist "lower explosion limit" (LEL) for metan.



Figur 8.4: Beregningseksempel av metandannelse ved scenario B (5000 L FAME). Kurven viser sammenhengen mellom metankonsentrasjonen og volumet av det jordvolumet som vil være påvirket. Dessuten er det vist "lower explosion limit" (LEL) for metan.

Beregningseksemplet ovenfor er veldig forenklet da nedbrytning og fordampning vil redusere metaninnholdet. Beregningen illustrerer imidlertid på konservativt vis at metanproduksjon fra typiske utslipp potensielt kan påvirke et betydelig jordvolum. Ved et utslipp på 1000 L FAME (scenario A og figur 8.3) kan man beregningsmessig påvirke et jordvolum på ca. 1100 m³ med en CH₄-konsentrasjon på 50 %. Ved et utslipp på 5000 L FAME (scenario B og figur 8.4) er påvirkningen ca. 5500 m³. Hvis det antas en tykkelse av en umettet sone på ca. 3 m vil de beregnede volumene tilsvare et forurensset areal på hhv. ca. 400 m² og 1.800 m².

Ovenstående eksempel tydeliggjør at utslipp nær bygninger kan utgjøre en potensiell risiko for inntrenging av metangass til inneklimate. Inneklimatekonsentrasjonen vil avhenge av geologiske, konstruksjons- og ventilasjonsmessige forhold. I motsetning til eksempelvis hydrokarboner, er det ikke middelkonsentrasjonen av metan som er relevant, men derimot kortvarige maksimumkonsentrasjoner. I situasjoner med utslipp nær bygninger bør man derfor overveie at utføre metanmålinger i poreluft og inneklimate og gjerne over en periode for å dekke variasjoner over tid.

I tilfeller med lave jordtemperaturer (< 5 °C) vil dannelsen av metan bli redusert som følge av lav mikrobiologisk aktivitet. Hvis temperaturen stiger på et senere tidspunkt, kan metandannelsen imidlertid skje på dette tidspunkt.

8.5 Risiko for grunnvann og drikkevannsinteresser

Forurensing av biofyringsolje vil prinsipielt kunne medføre påvirkning av grunnvannet. Risikoen vil være størst i situasjoner hvor avstanden mellom de forurensede massene og grunnvannet er liten.

Imidlertid har biofyringsolje (FAME), som tidligere beskrevet, en lavere mobilitet i jorden, hvor absorpsjon og nedbrytning kan redusere spredningen betydelig. Dessuten betyr biooljens høye viskositet at fri fase (DNAPL) i mindre grad vil spre seg til grunnvannet enn hva som er tilfellet for andre oljeforurensninger.

Hvis biofyringsoljen allikevel når grunnvannsspeilet vil utbredelsen også her begrenses av absorpsjon og naturlige nedbrytningsprosesser. Til slutt så spiller det en vesentlig rolle, at biooljen forventes å ha en lav vannoppløselighet og at det typisk vil være konsentrasjoner av oppløst FAME som befinner seg under analysemetodens deteksjonsgrenser /20/.

På bakgrunn av FAMEs fysisk-kjemiske-biologiske egenskaper forventes utbredelsen av DNAPL eller oppløst FAME i grunnvannet å være vesentlig kortere enn den er for tilsvarende søl av petrokjemisk fyringsolje (dvs. <<50 m fra kildeområdet selv om det ikke fortas opprensning /15/). På bakgrunn av dette vurderes utslipp av biofyringsolje generelt ikke å utgjøre en risiko for grunnvann eller eventuelle drikkevannskilder.

Som tidligere beskrevet, er det ikke tilgjengelige opplysninger om hvilke additiver som tilsættes biofyringsolje og i hvilke konsentrasjoner. Det kan på nåværende grunnlag ikke avvises at det tilsettes additiver til biooljen, som utgjør et problem i grunnvannet. Dette har tidligere vært tilfellet med eksempelvis MTBE, som ble tilsatt bensin frem til ca. 2001.

Samlet sett vurderes utslipp av biofyringsolje (scenario A-D) ikke å utgjøre noen risiko for grunnvannsressursene og drikkevannskilder, med mindre utslippet skjer <50 m fra en grunnvannsbrønn og det ikke foretas noen opprensning. I en slik situasjon bør det overveies om det skal utføres konkrete undersøkelser eller avvergetiltak.

8.6 Risiko for resipienter

Ved utslipp til resipienter kan risikobildet overordnet deles opp i en risikobetraktning fokusert på økotoksikologisk påvirkning av fisk og bunndyr og en risikobetraktning fokusert på deoksygenering.

Den økotoksikologiske påvirkningen av et vannløp etter et utslipp med biofyringsolje vurderes overordnet i henhold til avsnitt 5.4 å være begrenset og lavere enn petrokjemisk dieselolje. Synlig LNAPL i resipienten bør fjernes så mye som mulig, slik at man unngår at det legger seg på fisk, vann dyr og planter.

Ved utslipp av petrokjemisk fyringsolje har det tradisjonelt ikke vært fokus på risiko for deoksygenering, siden oljen har et relativt lavt biologisk oksygenforbruk i forhold til eksempelvis storfe gjødsel. (jf. avsnitt 6.6). Da BOD i biofyringsolje maksimalt er en faktor 4-5 høyere vil oksygenforbruket ved utslipp til resipienter også være begrenset ved utslipp av biofyringsolje. Simple fortynningsberegninger underbygger dette med fokus på det verst tenkelige scenariet (scenarium D).

Det antas at utslippet vil foregå over 24 timer, hvor det slippes ut 5000 L på 24 timer, svarende til en strøm av olje i drenledningen på 0,00006 m³/sek ($Q_{utslipp}$). Det regnes med fortynning i en elv tilsvarende til Akerselva med en middelvannføring på 19 m³/sek ($Q_{vannløp}$) og en BOD for elven (BOD_{elv}) på 0 mg/L. BOD i biooljen ($BOD_{utslipp}$) antas å være på 1,74 mg/L (1.740 mg/m³). På bakgrunn av en fremgangsmåte beskrevet i /29/ kan BOD nedstrøms for utslippet ($BOD_{nedstrøms}$) beregnes på følgende måte:

$$BOD_{nedstrøms} = \frac{(Q_{elv} \times BOD_{elv}) + (Q_{utslipp} \times BOD_{utslipp})}{Q_{elv} + Q_{utslipp}}$$

$$BOD_{nedstrøms} = \frac{(19 \times 0) + (0,00006 \times 1,740)}{19 + 0,00006} = 0,05 \text{ mg/m}^3 = 0,000005 \text{ mg/L}$$

Det kommer frem at det verst tenkelige utslippsscenariet (5000 L direkte i en elv) vil i beregningseksemplet gi en resulterende BOD på 0,000005 mg/L. Selv om vannføringen reduseres til 100 L/sek vil stigningen i BOD ikke være på mer enn 0,001 mg/L ved et utslipp på 5000 L over 24 timer. Til sammenligning betegnes en elv med en BOD < 0,5 mg/L som uforurenset /33/. Kloakk har typisk en BOD på 150-350 mg/L /29/. Videre vil det forekomme ytterligere fortynning i elven etter 24 timer, hvor det vurderes at påvirkningen av elven vil være ubetydelig ved de fleste utslipp fra oljefyringstanker.

På bakgrunn av dette vurderes det at utslippsscenario C og D ikke vil resultere i en risiko for deoksygenering i resipienten. Siden scenario A og B kun vil resultere i en langsommere utslipp, vil det heller ikke fra disse forekomme noen risiko for resipienten.

8.7 Samlet risikovurdering

Nedenstående tabell oppsummerer resultatet av den utførte risikovurdering basert på de fire scenarioer med utslipp av ren biofyringsolje.

	Scenario A	Scenario B	Scenario C	Scenario D
Beskrivelse	1000 L FAME utslipp fra nedgravet installasjon	5000 L FAME utslipp fra nedgravet installasjon	1000 L FAME utslipp på overflaten. Spredning via dren til resipient.	5000 L FAME utslipp på overflaten. Spredning via dren til resipient.
Kontakt	Nei ¹	Nei ¹	Nei ¹	Nei ¹
Uteluft og inneklima	Nei	Nei	Nei	Nei
Metandannelse	Bør undersøkes	Bør undersøkes	Bør undersøkes	Bør undersøkes
Grunnvann og drikkevannsinteresser	Nei ²	Nei ²	Nei ²	Nei ²
Resipienter	Nei ³	Nei ³	Nei ³	Nei ³

Tabell 8.1: Oppsummering av den utførte risikovurderingen basert på utslippsscenario A-D.

¹FAME har lav toksisitet, men det kan på nåværende grunnlag ikke avvises at additiver i biofyringsoljen kan utgjøre et problem. Risikoen fjernes helt om man graver bort forurensset overflatemasser fra faste belegninger.

²Det bør foretas en konkret vurdering, om utslippet har skjedd <50 m fra en grunnvannsbrønn.

³Synlig LNAPL bør fjernes for å redusere risikoen for at det fester seg på fisk, vann dyr og planter.

Både risikoen for kontakt, uteluft, inneklima, grunnvann og drikkevann vurderes generelt å være betydelig mindre enn den miljø- og sunnhetsmessige risikoen forbundet med et tilsvarende utslipp av petrokjemisk fyringsolje. Det kan i ekstreme tilfeller være risiko for problematiske metaninnhold, noe som ikke forekommer for petrokjemiske oljeforurensninger.

Hvis det skjer et større utslipp med biofyringsolje til resipienter, bør det foretas en opprenskning av oljefilm/LNAPL fra vannspeilet så fort som mulig. Om dette ikke blir utført, kan det være risiko for påvirkning av resipientens plante- og dyreliv, siden oljefilm kan hemme respirasjonen og dyrenes mobilitet.

Utslipp til resipienter vurderes umiddelbart heller ikke at utgjøre et stort problem i situasjoner, hvor resipienten er i kontakt med vann, som anvendes til drikkevann. Dette skyldes biooljens lave toksisitet og høy grad av nedbrytelighet.

På nåværende tidspunkt kan det ikke avvises at det tilsettes additiver til biofyringsolien i konsentrasjoner som kan utgjøre et miljømessig problem. På bakgrunn av den begrensede litteraturen på området, vurderes de fleste additiver imidlertid å være uproblematisk. Innholdet av additiver vurderes å kunne variere fra produsent til produsent og fra land til land. Produsentene har plikt til å dokumentere at additiverne er uskadelige, men opplysningene er typisk ikke offentlig tilgjengelige.

8.8 Neste generasjons biofyringsolje

Nye former for biobrensel er et område hvor det konstant skjer en utvikling. I fremtiden forventes det å komme nye typer biobrensel på markedet, som vil ha produksjons- eller funksjonsmessige fordeler sammenlignet med de bioproduktene som er tilgjengelige på markedet i dag.

Neste generasjons biodiesel og biofyringsolje vil kunne produseres ved eksempelvis katalytisk hydrogenisering eller mer avanserte kjemiske synteser. Disse prosessene vil gi produkter som

er stort sett identiske med mineralske oljer, herunder "hydrotreated vegetable oil (HVO)" og "biomass to liquid (BTL) /6/. Neste generasjons biooljer er generelt ikke satt i storproduksjon ennå, men forventes å skje innenfor noen få år.

Egenskapene til disse stoffene, samt spredningen i jord og grunnvann, forventes å være like med det vi i dag kjenner fra petrokjemisk olje. Derfor skal utslipp med disse produktene risikovurderes på samme måte som ved utslipp av petrokjemisk olje. Det bør imidlertid alltid utføres en konkret vurdering av nye produkter på markedet.

9. Konklusjon og anbefalinger

9.1 Korrosjon av tanker og rørføringer

Ved valg av beholdertank og materialer til et oljefyringsanlegg, er det viktig med en individuell vurdering om anlegget er egnet til den type fyringsmiddel som skal benyttes. Det gjelder også ved konvertering av et gammelt anlegg hvor det skal benyttes en ny type fyringsmiddel, selv om det er biofyringsolje (FAME), ren rapsolje eller neste generasjons biobrensel.

Biofyringsoljens egenskaper kan i visse situasjoner øke risikoen for korrosjon og lekkasjer fra tanken og rørene i tilknytning til oljefyringsanlegget. Risikoen vil avhenge av hvilke materialer som tanken og rørene er laget av. Eksempelvis bør kobber, zink og bly unngås, siden disse metallene fungerer som katalysator for nedbrytning av FAME og øker dermed risikoen for utskillelse av syrer og etterfølgende korrosjon. Dessuten er det ennå ikke dokumentert hvorvidt installasjoner av plast, glasfiber og gummi vil være resistente overfor biofyringsoljen. Korrosjon av tanker og andre bestanddeler i oljefyringsinstallasjoner vil øke risikoen for utslipp og forurensning.

Dersom det skal settes særlige krav til periodisk tilstandskontroll av tanker med biofyringsolje, så vurderes det hensiktsmessig å sette kortere kontrollintervaller enn det som i dag er utarbeidet for konvensjonelle oljefyringsanlegg.

9.2 Miljørisiko ved utslipp

Vesentlige utslipp av biofyringsolje til overflateresipienter vurderes å kunne utgjøre et potensielt problem for vannkvaliteten i form av oljefilm på dyr og planter. Påvirkning av resipienter vurderes hovedsakelig å kunne skje via dren, grøfter og kloakk, samt via sprekker i fjell og lignende. Dermed kan forurensningen spres direkte til resipienten uten vesentlige hinder. Problemet vurderes ved typiske utslipp (<5000 L) å være begrenset, hvis synlig LNAPL fjernes fra vannoverflaten.

Dessuten vurderes utslipp med bioolje på bakgrunn av et beregningseksempel ikke å kunne medføre deoksygenering. Utslipp til resipienter vurderes heller ikke å utgjøre en risiko, hvis resipienten er i kontakt med vann som anvendes til drikkevannsforsyning. Dettess skyldes biofyringsoljens lave toksisitet og høye nedbrytelighet.

Jordforurensning med biofyringsolje vurderes i utgangspunktet å ikke utgjøre en kontaktrisiko, siden FAME har lav toksisitet overfor mennesker. Kontaktrisiko relatert til additiver i biofyringsoljen vurderes samtidig å være lav som følge av de forventede lave konsentrasjoner av stoffene. For å eliminere enhver kontaktrisiko relatert til additiver vil det være nødvendig å fjerne forurenset jord i områder med mulighet for kontakt.

Utslipp av biofyringsolje vurderes generelt ikke å utgjøre noen risiko for påvirkning av uteluft og inneluft pga. stoffenes lave flyktighet og toksisitet.

Dessuten vurderes utslipp med biofyringsolje å ikke utgjøre noen risiko for grunnvann og drikkevannsinteresser. Man bør imidlertid foreta en konkret vurdering av risikoen, om det har skjedd et utslipp f.eks. <50 m fra en drikkevannsbrønn, som individer fra et grunnvannsmagasin i kontakt med en jordforurensning. I den forbindelse skal det fokuseres på hvilke additiver, som er tilsatt det konkrete produktet.

Som utgangspunkt bør det foretas konkrete målinger om det dannes metan i eksplosive konsentrasjoner (>5 %), som kan utgjøre en risiko for nærliggende bygninger eller andre konstruksjoner. Denne anbefalingen kan evt. revideres, når man har fått mer erfaring med metandannelsen etter utslipp av biofyringsolje under norske forhold. Målingene bør foretas en god stund etter utslippet har skjedd, slik at en eventuell metandannelse har startet. Dessuten skal målinger foretas over en periode for å avdekke variasjoner over tid. Målinger av metaninnholdet i inneluft eller andre lukkede rom over ca. 0,5% bør føre til akutte tiltak.

Det er ikke funnet studier som har vurdert at additiver i biofyringsolje eller biodiesel kan utgjøre et problem ved utslipp til miljøet. Det er imidlertid generelt meget lite kunnskap om hvilke stoffer som tilsettes oljen og i hvilke konsentrasjoner. Olieprodusentene har krav på å dokumentere at additiver ikke kan være skadelige for mennesker og miljø, men opplysningene er sjeldent offentlig tilgjengelige.

Det vurderes generelt at additiver i biofyringsolje normalt er i lave konsentrasjoner og nedbrytes relativt rask i naturen. Det kan på nåværende tidspunkt ikke utelukkes at biofyringsolie kan være tilsatt stoffer som kan utgjøre et miljømessig problem. Dette har tidligere vært tilfellet ved additiver som f.eks. MTBE i bensin.

Ved utslipp av biofyringsolje vurderes urenheter og nedbrytningsprodukter av FAME å ikke være problematiske, siden stoffene nedbrytes hurtig og/eller ikke utgjør noen risiko for mennesker eller miljø.

Slik utviklingen er i dag tyder det på at fremtidens biobrensel vil bli produsert på en annen måte som gir en kjemisk sammensetning som er meget lik som petrokjemiske oljer. I så fall formodes undersøkelser og risikovurderinger å skulle gripes an på samme måte som man i dag gjør på forurensningssaker med petrokjemisk olje. Alle nye typer av produkter på markedet bør vurderes separat og følge den teknologiske utviklingen på området.

9.3 Akutte saneringstiltak

Ved en akutt innsats innenfor eksempelvis ½-2 dager vil det erfaringsmessig være relativt lett å fjerne en betydelig del av plutselige overflateutslipp med oljeprodukter til overflatejord eller resipienter. Overflateutslipp kan graves opp fra bar jord eller suges opp/samles opp fra faste belegg, hvor hovedparten av utslippet fjernes innen det spredde sig i betydelig grad. Ved slike tilfeller vil man typisk også fjerne en eventuell kontaktrisiko forbundet med en eventuell restforurensning. På bakgrunn av biofyringsoljens høye viskositet vurderes nedsivingen å foregå vesentlig langsommere enn for petrokjemisk fyringsolje, noe som gir økt effekt av en akutt innsats.

Ved utslipp til resipienter betyr biofyringsoljens lave densitet, at størstedelen av oljen kan samles opp fra vannoverflaten, dette medfører at man reduserer påvirkningen av resipientens økosystem betydelig. I den forbindelse kan det dessuten anvendes lenser som vil hindre spredning av forurensningen på vannoverflaten.

Den akutte innsatsen bør alltid dokumenteres sammen med en vurdering av en eventuell restforurensning. Dokumentasjonen kan i første omgang omfatte feltobservasjoner og foto. Dessuten vil det generelt være hensiktsmessig med analyse av jordprøver tatt fra bunn og kanter i en eventuell utgravning. Analyser av jordprøver bør foretas med en metode som inkluderer størstedelen av FAME (f.eks. olje-/fettanalyse ved IR etter ekstraksjon i PCE).

I resipienter kan omfanget av vesentlig restforurensning typisk vurderes ut fra omfanget av oljefilm på vannspeilet.

9.4 Forurensningsundersøkelser

I tilfeller med restforurensning etter den akutte innsatsen kan det være nødvendig med en forurensningsundersøkelse som vurderer behovet for ytterligere innsats. Det samme gjelder hvis et utslipp ikke oppdages i tide eller har skjedd over en lengere periode, slik at en akutt innsats ikke lengere er relevant.

En forurensningsundersøkelse bør i utgangspunktet omfatte følgende opplysninger og aktiviteter:

- Vurdering av hendelsesforløpet og utslippsvolumet ut fra opplysninger fra grunneier og andre relevante personer.

- Opplysninger om hvilket produkt det dreier seg om, herunder innholdet av additiver om mulig.
- Vurdering av spredningsveier, herunder overflatetransport på faste belegninger, spredning via dren/kloakk, nedsiving gjennom umettet sone mv.
- Lokalisering av nærliggende boliger, resipienter og drikkevannsinteresser /4/.

Ved analyse av jord- og vannprøver er det viktig å anvende analysemetoder, som tar med relevante stoffer. Hvis det er etterlat større restforurensning med FAME nærme bygninger eller andre konstruksjoner bør undersøkelsen bl.a. omfatte målinger av metaninnholdet i poreluften og evt. i inneklime/lukkede rom. Undersøkelser av metan produksjon bør alltid ta hensyn til den romlige og tidsmessige variasjon som kan være meget stor for metaninnholdet i jorden som følge av geologiske forhold og atmosfæriske trykkvariasjoner.

Det vurderes at det kunne være hensiktsmessig med en utarbeidelse av en separat veiledning til undersøkelse og opprenskning av utslipp med biofyringsolje. Veiledningen skal beskrive fremgangsmåte og strategi ved undersøkelsene, herunder hvilke analysemetoder og parametere som er relevante.

10. Referanser

- /1/ Zero-rapport november 2007. Fra fossil fyringsolje til biofyringsolje- et klimavennlig supplement i opvarmningssektoren, 2007.
- /2/ Menon, 2016. Samfunnsøkonomisk analyse av tiltak for å redusere miljørisiko knyttet til oljetanker. 2016.
- /3/ Atabani, A. E., Silitonga, A.S, Badruddin, I.A., Mahlia, T.M.I., Masjuki og H.H., Mekhilef, S. A, 2012. Comprehensive review om biodiesel as an alternative energy source and its characteristics. Renewable and sustainable energy reviews 16, 2012.
- /4/ ITRC, 2001. Biofuels: release, prevention, environmental behavior, remediation. Technical/regulatory guidance, Sep. 2011.
- /5/ Hansen, H.O., Nygaard, S.D., Bonde, L. og A.T. Madsen. Bæredygtigt brændstof fra affald. Aktuell naturvidenskab 6, 2008.
- /6/ Miljøstyrelsen, 2014. Krav til tanke og rør til anvendelse til biobrændstoffer eller blandinger med disse. Miljøprojekt 1595 2014.
- /7/ Knothe, G, 2006. Analyzing biodiesel: Standards and other methods. JAOCS, vol. 83, no 10, 2006.
- /8/ Videntcenter for halm- og flisfyring (Danmark), 2001. Rapsolje til opvarmning - Teknik, økonomi og miljø. Maj 2001.
- /9/ THEMA, 2013. Kapasitet og tilgjengelighed for oljefyring – utarbejdet på oppdrag for OED. THEMA Notat 2013-2.
- /10/ Statens forurensningstilsyn, 1999. Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. Veiledning 99:01a, 1999.
- /11/ USEPA, 1995. Light nonaqueous phase liquids, EPA/540/S-05/500, july 1995.
- /12/ CSIRO Land and water, 2004. Petroleum and solvent vapors: quantifying their behaviour, assessment and exposure. Juli 2004.
- /13/ A. H. Kristensen, P. Loll, C. Larsen og P. Larsen. Effektive poreluftstrategier. Miljøprojekt nr. 1587, 2014.
- /14/ Atlas, R.M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspektive. Microbial reviews. Vol. 45, no. 1, 1981.
- /15/ Miljøstyrelsen (Danmark), 2011. Erfaringsopsamling på udbredelsen af forurensningsfaner i grundvann på villatanksager. Miljøprojekt 1309, 2009.
- /16/ Miljøstyrelsen (Danmark), 2011. Erfaringsopsamling på udviklingen i poreluftkoncentrationer på villatanksager. Miljøprojekt 1310, 2009.
- /17/ Margesin, R. Og F. Schinner, 2001. Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. Applied microbial biotechnology, 56, 2001.
- /18/ A. H. Kristensen, P. Loll, M. G. Møller, L. Mortensen, K. Henriksen og P. Møldrup. Forudsætninger for naturlig nedbrydning af oljestoffer i den umættede zone under typiske danske forhold. Artikel, præsentation og poster ved Vintermøde om jord- og grundvannsforurensning, ATV-Jord og Grundvann, Vingsted, 8-9. marts 2011.

- /19/ Goshen College. The Chemistry of Biodiesel - Differences Between Biodiesel, Diesel and Vegetable Oil
<https://www.goshen.edu/academics/chemistry/biodiesel/chemistry-of/>
- /20/ Concawe, 2016. The natural attenuation of fatty acid methyl esters (FAME) in soil and groundwater. Report no. 5/15, Marts 2016
- /21/ Miljøstyrelsen, 2008. Baggrundsrapport om miljøkrav til store olielagre – oplag af olieprodukter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2008.
- /22/ Miljødirektoratet, 2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. TA 2553, 2009.
- /23/ Corseuil, H.X., Monier, A.I., Gomes, A.P.N., Chiaranda, H.S., Rosario, M. og P.JJ. Alvarez, 2011. Biodegradation of soybean and castor oil biodiesel: implications on the natural attenuation of monoaromatic hydrocarbons in groundwater. Groundwater Monitoring & Remediation, 31, no. 3/summer 2011.
- /24/ A. Lapinskiene, P. Martinkus og V. Rebzdaite, 2005. Exo-toxicological studies of diesel and biodiesel fuels in aerated soil. Environmental pollution 142, 2006.
- /25/ Maier, R.M., Peber, I.L. og Gerba, C.P., 2000. Environmental Microbiology. Academic Press.
- /26/ M.A. Toso, 2010. investigation of a large-scale subsurface biodiesel release remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. Proceedings of the 7th international conference of remediation of chlorinated and recalcitrant compounds, m24. mah, Monterrey, Calif.
- /27/ USEPA, 2005. Guidance for evaluation landfill gas emissions from closed or abandoned facilities. EPA-600/R-05/123a, september 2005.
- /28/ J.O. Petersen, P. Loll, C. Larsen, S. Outzen, T.B. Nielsen og S. Agger. Det er bare gas – undersøgelser og erfaringer fra et bebygget jordeponi. Vintermøde om jord og grundvannsforurensning 8. – 9. marts 2011.
- /29/ P.H. Harremoës og A. Malgren-Hansen, 1990. Lærebog i Vandforurening. Polyteknisk forlag. 1990.
- /30/ A. H. Kristensen, K. Henriksen, L. Mortensen, K. M. Scow, og P. Moldrup, 2010. *Soil physical constraints on intrinsic biodegradation of petroleum vapors in a layered subsurface*. Artikel i Vadose Zone Journal 9:137-147, 2010.