



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse

Scenarieanalyse for et udvalgt opland

Faglig rapport fra DMU, nr. 575

(Blank side)



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse

Scenarieanalyse for et udvalgt opland

Faglig rapport fra DMU, nr. 575
2006

Jesper Sølvér Schou
Steen Gyldenkærne
Ruth Grant
Niels Elmegaard
Finn Palmgren
Gregor Levin

Datablad

Titel:	Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse
Undertitel:	Scenarieanalyse for et udvalgt opland
Forfattere:	Jesper Sølvér Schou ¹ , Steen Gyldenkærne ¹ , Ruth Grant ² , Niels Elmegaard ³ , Finn Palmgren ⁴ , Gregor Levin ¹
Afdelinger:	¹ Afdeling for Systemanalyse ² Afdeling for Ferskvandsøkologi ³ Afdeling for Terrestrisk Økologi ⁴ Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 575
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt: Redaktionen afsluttet:	April 2006 Marts 2006
Faglig kommentering:	(Følgegruppen) Poul Arne Iversen og Henry Lannig (Fødevareministeriet), Anne-Sofie Nielsen (Skov- og Naturstyrelsen), Jørgen Schou (Miljøstyrelsen) og Villy Jørgensen (Danmarks JordbrugsForskning).
Finansiel støtte:	Skov- og Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Schou, J.S., Gyldenkærne, S., Grant, R., Elmegaard, N., Palmgren, F. & Levin, G. 2006: Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse. Scenarieanalyse for et udvalgt opland Danmarks Miljøundersøgelser. 42 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 575. http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	De gennemførte analyser demonstrerer omfanget af miljøkonsekvenserne ved afbrænding af husdyrgødning i et konkret opland, idet det antages at halvdelen af den samlede husdyrgødningsproduktion fra bedrifter med slagtekyllinge- og minkproduktion afbrændes svarende til 1.951 DE eller ca. 4 %. N-udvaskningen i oplandet reduceres med ca. 2 %, medens P-overskuddet reduceres med ca. 27 %. Endvidere vil afbrændingen af gødning have betydning for emissionerne af ammoniak, og der vil ske en merdeposition af gasformige N-forbindelser i området nær et afbrændingsanlæg. Samlet konkluderes det, at afbrænding af husdyrgødning i dag overvejende må betragtes som en løsningsmulighed for miljøproblemer knyttet til enkelte bedrifter eller et lokalområde. Dette kunne være ved realisering af krav stillet i forbindelse med en miljøgodkendelse, eller opfyldelse af miljømålene for et vandområde omfattet af Vandrammedirektivet.
Frie emneord:	Miljøteknologi, miljøkonsekvenser, N-udvaskning, P-overskud, luftemissioner
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
ISBN : ISSN: (elektronisk)	978-87-7772-923-2 1600-0048
Sideantal:	42
Internetversion:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR575.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 DK-2400 København NV Tlf. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indholdsfortegnelse

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	9
1 Indledning	12
2 Konsekvensbeskrivelse	13
2.1 De udvalgte scenarier	13
2.2. Specificering af analysen	14
2.3 De behandlede miljøkonsekvenser	14
2.4 Beskrivelse af oplandet Vesthimmerland	15
3 Effekt på N-udvaskning og P-overskud	19
3.1 Basisscenarie for kvælstofudvaskning og fosforoverskud	19
3.2 Effekt på kvælstofudvaskning	20
3.3 Effekt af afbrænding på fosforoverskud	22
4 Tungmetaller i husdyrgødning og aske fra afbrænding af husdyrgødning	23
4.1 Miljøfremmede stoffer i husdyrgødning	23
4.2 Tungmetaller i foder	23
4.3 Tungmetaller i gødning	24
4.4 Tungmetaller i asken efter afbrænding af gødning	25
5 Emissioner af gasformige forbindelser ved afbrænding af husdyrgødning	28
5.1 Effekt på drivhusgasemissioner	28
5.2 Effekt på lagringen af kulstof i jorden	29
5.3 Effekten på Danmarks reduktions-forpligtigelse under Kyoto-aftalen	30
5.4 Emissioner til luften og deposition af N- og P-forbindelser	31
6 Perspektivering	35
Referencer	37
Bilag 1	39
Bilag 2	41

Forord

Regeringen har besluttet, at de aktuelle barrierer for afbrænding af husdyrgødning skal søges fjernet. I den forbindelse er Danmarks Miljøundersøgelser blevet bedt om at belyse de miljømæssige konsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med udgangspunkt i et konkret opland. Opgaven blev løst i efteråret 2005, og arbejdet er udført af Steen Gyldenkærne, Ruth Grant, Niels Elmegaard, Finn Palmgren Jensen, Gregor Levin og Jesper S. Schou (projektkoordinator), alle fra Danmarks Miljøundersøgelser. Det har været knyttet en følgegruppe til projektet bestående af Poul Arne Iversen, Henry Lanng (Fødevareministeriet), Anne-Sofie Nielsen (Skov- og Naturstyrelsen), Jørgen Schou (Miljøstyrelsen) og Villy Jørgensen (Danmarks Jordbrugsforskning). Resultaterne har endvidere været fremlagt og drøftet i *Arbejdsgruppen om generel afbrænding af husdyrgødning*, som er nedsat i regi af Fødevareministeriet, ligesom Torkild Birkmose fra Dansk Landbrugsrådgivning har givet bemærkninger. Skov- og Naturstyrelsen har finansieret arbejdet.

Sammenfatning

De gennemførte analyser demonstrerer omfanget af miljøkonsekvenserne ved afbrænding af husdyrgødning i et konkret opland, hvor der er forudsat en uændret husdyrproduktion. Scenarierne er gennemført for oplandet Vesthimmerland, hvor landbrugsproduktionen er karakteriseret ved en relativ intensiv slagtekyllinge- og pelsdyrproduktion. Det antages, at halvdelen af den samlede husdyrgødningsproduktion fra bedrifter med slagtekyllinge- og minkproduktion afbrændes i hhv. gårdanlæg og decentralt kraftvarmeanlæg. Dette svarer til at der afbrændes gødning fra 1.951 DE, hvorved der fjernes i alt 219 tons N, 54 tons P og 118 tons K svarende til hhv. 5 % af N, 5,5 % P og 3 % af K. De opgjorte miljøkonsekvenser er sammenfattet i tabel 18, og i det følgende kommenteres resultaterne.

Forudsættes det effektive N-indhold erstattet med handelsgødnings-N, medens der ikke kompenseres for det bortfjernede P, vurderes det, at N-udvaskningen i oplandet reduceres med 46,5 tons (ca. 2 %), medens P-overskuddet reduceres med 54 tons, fra 200 til 146 tons (ca. 27 % reduktion). Endvidere vil afbrændingen af gødning have betydning for emissionerne af ammoniak, idet tabet fra lager og udbringning reduceres. Der vil således være en reduktion i ammoniakfordampning fra lager på 25,3 tons N, medens reduktionen af emissionen ved udbringning vurderes til 17,2 tons N. Samlet fås således en reduktion i ammoniakemissionerne på 42,5 tons N.

Der er endvidere gennemført analyser af merdepositionen af gasformige N-forbindelser, især N_2O , NO, NO_2 og N_2 fra luften, i området nær et afbrændingsanlæg. I analyserne er der forudsat at mængden af N, der emitteres ved afbrændinger, modsvarer mængden af N i gødningen. Analyserne viser, at sættes NO_x -koncentrationen i røgen svarende til grænseværdien i affaldsforbrændingsdirektivet (200 mg/m^3) vil depositionen i nærområdet være relativt lille (0,1 kg N ved skorstenshøjde på 25 m) i forhold til den generelle deposition på 10-20 kg N/ha. I det omfang der tabes N fra lager som ammoniak eller der bindes N i asken, vil det reducere emissionerne af gasformige N-forbindelser tilsvarende. Disse forhold har det ikke været muligt at belyse nærmere, ligesom fordelingen af de gasformige N-forbindelser på NO_x og ren N vil være meget afhængige af afbrændingsteknologien og styringen af samme.

Tabel A Oversigt over miljøkonsekvenser ved afbrænding af 50 % af husdyrgødningen fra slagtekyllinger og mink i oplandet Vesthimmerland

Effekt	Totalt	Pr. ton gødning
Mængde gødning afbrændt	8.896 ton	-
Mængde tørstof i de afbrændte gødning	4.209 ton	-
Energiindhold i den afbrændte gødning	62 x 10 ¹² J	-
Mængde N afbrændt	219 ton N	24,6 kg
Mængde P afbrændt	54 ton P	6,1 kg
Øget import af handelsgødnings-N	77,3 ton N	8,7 kg
Reduceret ammoniakfordampning	42,5 ton N	7,2 kg
Reduceret N-udvaskning	49,5 ton N	5,6 kg
Reduceret P-overskud	54 ton P	6,1 kg
Reduceret emission af drivhusgasser ¹⁾	2.434 ton CO ₂ -ækviv.	0,27 ton CO ₂ -ækviv.
Øget emission af NO _x og ren N ₂	219 ton N; heraf 11-22 ton NO _x ²⁾	24,6 kg N; heraf 1,25 – 2,50 kg NO _x
Maksimal deposition af NO _x ³⁾	0,1 kg N/ha	-

1) Effekt på lagring af kulstof i jorden er ikke medtaget.

2) Beregnet under forudsætning om at mellem 5 og 10% af den totale mængde kvælstof emitteres som NO_x.

3) Forudsat overholdelse af grænseværdierne i afbrændingsdirektivet

I forbindelse med effektvurderingerne af den ændrede næringsstofbelastning skal følsomheden af de berørte recipienter inddrages. Dette betyder, at effekten vil variere mellem lokaliteter, hvilket ikke er belyst i nærværende analyse.

Den ændrede gødningspraksis - som følge af afbrænding - vil have konsekvenser for emissionerne af drivhusgasser, i form af en reduktion i udslippet af metan og lattergas, samt en manglende binding af CO₂ i husdyrgødning i jorden, som normalt lagres her midlertidigt. Effekten på Danmarks reduktionsforpligtigelse af drivhusgasser kan ikke opgøres på nuværende tidspunkt, da det afhænger af tidshorisonten, og om hvorvidt Danmark vælger at anvende binding af C i landbrugsjord som et middel til at opfylde sin reduktionsforpligtigelse. Det skal bemærkes, at effekter på drivhusgasemissionerne som følge af at gødningen ikke udbringes, og evt. transport til afbrændingsanlæg, ikke er medtaget i denne analyse. Under disse forudsætninger fås en reduktion i drivhusgasemissionerne på 2.434 ton CO₂-ækvivalenter.

Mulighederne for anvendelse af asken, som fremkommer ved forbrænding, til gødningsformål afhænger af en række forhold. Såfremt hele askefraktionen udbringes på landbrugsjorden, er det sandsynligt, at Slambekendtøgørelsens grænseværdier for tungmetaller overskrides. Kan asken derimod opdeles i forskellige fraktioner, hvorved P-indholdet adskilles fra tungmetallerne, vil P-indholdet kunne anvendes til gødningsformål. Tilsvarende gør sig gældende, såfremt asken gennemgår en forarbejdning så næringsstofferne kan oparbejdes i et kunstgødningsprodukt. I begge tilfælde kan der være behov for deponering af en del af asken. En fordel ved denne fremgangsmåde ville være at den fungerer som filter for tungmetaller i landbruget.

Samlet set må afbrænding af husdyrgødning i dag overvejende betragtes som en løsningsmulighed for miljøproblemer knyttet til enkelte bedrifter eller et lokalområde. Dette kunne være ved realisering af krav stillet i forbindelse med en miljøgodkendelse, eller opfyldelse af

miljømålene for et vandområde omfattet af Vandrammedirektivet. Teknologien vurderes derimod ikke at have et større potentiale her og nu på national skala, hvilket skyldes, at det i dag er forholdsvis begrænset andel af husdyrgødningen, som er egnet til afbrænding. Desuden er der en lav tilgængelighed af anlæg, som pt. kan afbrænde husdyrgødning, der er usikkerheder forbundet med afbrændingsteknologien, særligt hvad angår gårdanlæg, samt sidst rentabiliteten ved afbrænding sammenlignet med andre tiltag til reduktion af miljømålene. Det skal dog bemærkes, at muligheden for at inddrage ny teknologi i løsningen af husdyrproduktionens næringsstofproblemer og miljøbelastninger kan føre til videreudvikling af de teknologiske muligheder for afbrænding af husdyrgødning, hvilket på længere sigt kan forøge potentialet.

Summary

The analyses demonstrate the environmental consequences of incineration of livestock manure in a specific catchment area where an unchanged animal production is presumed. The scenarios are carried out for the Vesthimmerland area, located in the north of the peninsula of Jutland (Denmark) where the agricultural production is characterised by a relatively intensive production of broilers and furred animals. It is assumed that half of the total production of manure from farms with broilers and mink is incinerated on incineration plants on farm level and decentralised CHP plants. This corresponds to an incineration of manure from 1.951 DE (one animal unit corresponds to a production of 100 kg N per year) at which 219 tonnes N, 54 tonnes P and 118 tonnes K are removed, corresponding to 5 % N, 5.5 % P and 3 % K, respectively. The estimated environmental consequences are summarized in Table 19 and the results are commented below.

Assuming the effective N content of the incinerated manure is replaced with artificial fertiliser while not compensating for the removed P, it is estimated that the N leaching in the catchment area is reduced by 46.5 tonnes (approx. 2 %) while the P surplus is reduced from 200 tonnes to 146 tonnes (approx. 27 % reduction). Furthermore the incineration of manure will impact the emission of ammonia as the loss from storage and spreading is reduced. Thus there will be a reduction of ammonia emissions from storage facilities by 25.3 tonnes N while the reduction of emission from spreading is estimated to 17.2 tonnes N. All together a reduction of the ammonia emissions of 42.5 tonnes N is thus achieved.

Furthermore, analyses of additional deposition of gaseous N compounds, especially N_2O , NO, NO_2 and N_2 from the air in the area close to an incineration plant have been carried out. The analyses presume that the amount of N emitted from incineration corresponds to the amount of N in manure. The analyses show that if the NO_x concentration in the smoke is equal to the limit value set in the waste incineration directive (200 mg/m^3) the deposition in the vicinity of the incineration plants will be relatively small (0.1 kg N with a chimney height of 25 m) compared with the general deposition of 10-20 kg N/ha. To the extent of which N is lost from storage as ammonia or N is accumulated in ash it will reduce the emissions of gaseous N compounds proportionally. It has not been possible to analyse these aspects further. The allocation of the gaseous N compounds of NO_x and pure N will depend very much of the incineration technology and management.

Table A Environmental consequences following from incineration of 50 % of livestock manure from broilers and mink in the catchment area Vesthimmerland.

Effect	Total	Per tonnes manure
Amount of incinerated manure	8,896 tonnes	-
Amount of dry solid matter in the incinerated manure	4,209 tonnes	-
Energy content in the incinerated manure	62 x 10 ¹² J	-
Incinerated N amount	219 tonnes N	24.6 kg
Incinerated P amount	54 tonnes P	6.1 kg
Increased import of N artificial fertiliser	77.3 tonnes N	8.7 kg
Reduced ammonia emissions	42.5 tonnes N	7.2 kg
Reduced N leaching	49.5 tonnes N	5.6 kg
Reduced P surplus	54 tonnes P	6.1 kg
Reduced emission of greenhouse gases ¹⁾	2,434 ton CO ₂ -eqv.	0.27 tonnes CO ₂ -eqv.
Increased emission of NO _x and elementary N ²⁾	219 ton N; of this 11-22 ton NO _x ²⁾	24.6 kg N; of this 1.25 – 2.50 kg NO _x
Maximal deposition of NO _x ³⁾	0.1 kg N/ha	-

1).Effect on storage of carbon in soil is not included.

2) Calculated assuming that between 5 and 10 % of the total amount of carbon is emitted as NO_x.

3) Provided that the limit values in the Incineration Directive are met.

In connection with the estimations of the changed nutrient loads the sensitivity of the effected recipients must be included. This implies that the affect will vary between localities, a fact that has not been elucidated in the present analysis.

The changed manure practise – as a consequence of the incineration – will also have consequences for the emissions of greenhouse gases, in the form of a reduction of the emission of methane and nitrous oxide and a reduced storage of CO₂ in the soil. At present the effect on Denmark's reduction commitment of greenhouse gases cannot be assessed as it depends on the time frame and whether Denmark chooses to use storage of C in farmland as a mean to fulfil its reduction commitment. Please note that the effects on the greenhouse gas emissions as a result of the manure not being spread in the fields as well as possible transport to incineration plants are not included in this analysis. Under these circumstances a reduction in the greenhouse gas emissions at 2,434 tonnes CO₂ eqv. is achieved.

The possibility of using the ash, produced from incineration, for fertiliser purposes depends on a number of conditions. Provided the entire ash fraction is spread on farmland it is likely that the limit values for heavy metals defined in the Danish Sludge directive is exceeded. However, if it is possible to split the ash into different fractions, in which the P content is separated from the heavy metals, the P content can be used for fertilising purposes. Another and more costly option is to process and refine the ash into fertilisers. In both cases there may be a need for deposition of a part of the ash. This would actually act as a sink for heavy metals in agriculture, which may be an advantage in terms of environmental management, but this deposition will cost money.

Incineration of livestock manure must, today, be seen as a solution primarily feasible to environmental issues connected to the individual farm or catchment area. This could be e.g. realisation of demands posed in connection with an environmental approval or the fulfil-

ment of the environmental goals for a water body in relation to the EU Water Framework Directive. The technology is, on the other hand, not expected to have a larger potential on a “here and now”-basis, because the share of the livestock manure applicable for incineration is small and the availability of energy production plants suitable for incineration of livestock manure is limited.

1 Indledning

I foråret 2005 gennemførte en tværministeriel arbejdsgruppe, under ledelse af Fødevareministeriet, en analyse af dels de lovæssige barrierer for anvendelsen af fiberfraktionen fra gylleseparatoring til afbrænding, dels en analyse af de miljømæssige, klimamæssige og økonomiske fordele og ulemper ved at afbrænde fiberfraktionen. Arbejdsgruppen publicerede resultaterne af arbejdet i rapport af 1. juni 2005 (Fødevareministeriet, 2005).

På baggrund heraf har regeringen besluttet, at de aktuelle barrierer for afbrænding af husdyrgødning skal søges fjernet. Dette sker ved, at husdyrgødningsbekendtgørelsen ændres, så det gøres lovligt at afbrænde fiberfraktionen, og at gødskningsloven ændres, så den afbrændte kvælstof kan trækkes fra i gødningsregnskabet. Endvidere arbejdes der for at skabe grundlag for en afgiftslempelse og for godkendelse efter EU-lovgivningen vedrørende statsstøtte.

Det hidtidige arbejde omfattede alene afbrænding af fiberfraktionen fra separeret husdyrgødning. Regeringen har derfor besluttet, at der skal foretages en supplerende analyse af perspektiverne vedrørende en generel tilladelse til afbrænding af husdyrgødning, herunder en analyse af de forventelige miljømæssige konsekvenser samt en vurdering af den erhvervsøkonomiske og den samfundsøkonomiske betydning heraf. På dette grundlag igangsattes i efteråret 2005 et udredningsarbejde for Skov- og Naturstyrelsen og Fødevareministeriet. Analysen ligger i forlængelse af forårets arbejde, og baserer sig bl.a. på de forhold/indikationer, som fremkom på baggrund af rapporten af 1. juni og det tilhørende faglige baggrundsmateriale. En væsentlig forskel er dog, at der i nærværende analyser tages udgangspunkt i et konkret opland i Vesthimmerland, og at scenarierne udformes på grundlag af data for den eksisterende husdyrproduktion. Denne tilgang er valgt for at give et indtryk af, hvor store effekterne ved afbrænding af husdyrgødning ville være i dag, med det foreliggende kendskab til de eksisterende teknologiske muligheder for afbrænding samt gødningstyper og -systemer.

I notatet gives først en konsekvensbeskrivelse for de scenarier, som er genstand for analyserne. Formålet med konsekvensbeskrivelsen er at tilvejebringe et fælles grundlag for opgørelse af miljøkonsekvenserne samt de økonomiske analyser. I konsekvensbeskrivelsen beskrives scenarierne i form af deres ændringer i gødningsanvendelse, afbrændingsanlæg samt anvendelse af restprodukterne herfra (aske samt slagter). Dernæst følger analysen af scenariernes effekter på næringsstofbelastningen, herunder udvaskningen af N, hvorefter resultaterne af mulige problemer i forbindelse med opkoncentrering af tungmetaller i asken og askens videre anvendelse til landbrugsformål, diskuteres. Endvidere vurderes scenariernes effekter på emissioner af kvælstofforbindelser til luften. Afslutningsvis sammenfattes og diskuteres resultaterne.

2 Konsekvensbeskrivelse

2.1 De udvalgte scenarier

Formuleringen af de scenarier, som er genstand for miljøkonsekvensanalyserne, har været drøftet på en række møder i projektets følgegruppe. Drøftelserne har dels omhandlet hvilke typer af gødning, som antages afbrændt, dels hvilke typer af afbrændingsanlæg, som husdyrgødningen skal antages afbrændt i og dels hvorledes konsekvensbeskrivelsen relateres til et konkret opland, som muliggør mere detaljerede analyser af ændret næringsstofbelastning.

Konkretiseringen har ført til en specificering af scenarierne, således at der arbejdes med konsekvenserne af afbrænding af gødning fra fjerkræ- og minkbesætninger. Dette skyldes, at gødningen fra disse to husdyrtyper har så højt tørstofindhold, at de i dag - uden væsentlige problemer - kan anvendes til afbrænding. Det skal understreges, at der er tale om en afgrænsning med henblik på at konkretisere grundlaget for analyserne, og ikke en vurdering af den potentielle mængde husdyrgødning, som kunne afbrændes i dag, såfremt det var tilladt. Med andre ord vil der være andre typer husdyrgødning, som ligeledes kunne indgå i afbrænding, men som ikke er omfattet af denne analyse. Dette afspejles også i, at bidraget fra fjerkræbedrifterne i de kommende analyser er afgrænset til bedrifter med slagtekyllinger.

Desuden blev det besluttet af følgegruppen, at der arbejdes med afbrænding i hhv. gårdanlæg og et decentralt kraft-varmeanlæg. Således kan analysen opdeles i to scenarier, som alene adskiller sig ved typen af anlæg, hvori gødningen afbrændes. Dette har ingen effekter i forhold til næringsstofbelastningen, men vil have konsekvenser knyttet til transport af gødning til afbrænding og restprodukter herfra. Desuden vil anvendelsen af varme mv. fra afbrændingen være forskellig fra gårdanlæg til decentralt kraftvarmeanlæg, hvilket har betydning for de økonomiske analyser. Her tænkes særligt på, at et gårdanlæg forventes at kunne etableres umiddelbart, idet varmen, som produceres der, kan erstatte andre eksterne energikilder til opvarmning af bygninger på bedriften samt i nærområdet. Dette forventes både at gælde for et gårdanlæg baseret på leverancer fra én bedrift samt for et gårdanlæg, hvortil flere nabobedrifter leverer i fællesskab.

Anvendelse af husdyrgødning i et decentralt kraftvarmeanlæg er derimod betinget af anlæggets type, idet afbrænding af husdyrgødning ikke er mulig i gasfyrede anlæg. Derfor vil der i dag kun være forholdsvis få decentrale kraftvarmeanlæg, hvori husdyrgødning kan afbrændes. Desuden vil det kræve, at andre brændselstyper – alt andet lige – fortrænges, hvilket der kan være kontrakt- og lovgivningsmæssige bindinger på. Disse forhold må belyses i anden sammenhæng.

2.2 Specificering af analysen

Analysen foretages for et konkret opland og i referencen antages det, at al husdyrgødning afsættes i oplandet. Som udgangspunkt har det været ønsket at gennemføre analyserne for et af de etablerede LOOP-oplande (landovervågnings-oplande) men da der praktisk taget ikke er slagtekyllinge- eller pelsdyrproduktion inden for disse, er der udvalgt to alternative oplande, som begge er karakteriseret ved en væsentlig produktion af gødning fra førnævnte husdyrtyper.

Der tages således udgangspunkt i et opland, hvor slagtekyllingeproduktion suppleret med pelsdyrproduktion er betydende. Flere bedrifter kan godt levere gødning til samme gårdanlæg; i scenariet med et decentralt kraft-varme anlæg leverer alle slagtekyllinge- og minkbedrifter til dette. Der udvælges et antal bedrifter, som antages at levere 50 % af deres husdyrgødning til afbrænding på eget eller nærtliggende gårdanlæg. Ligesom i rapporten om afbrænding af fiberfraktionen af husdyrgødning fra juni 2005, er andelen på 50 % valgt ud fra en betragtning om, at der derved kan skabes fosforbalance på de berørte bedrifter.

Det er væsentligt at bemærke, at både afgrænsningen til slagtekyllinge- og pelsdyrgødning, og valget af at 50 % heraf afbrændes, er arbitrær, idet nærværende analyse skal ses som en fortsættelse af scenariet analyserne vedr. afbrænding af fiberfraktionen af husdyrgødning, som blev afrapporteret 1. juni 2005. Der kan naturligvis tænkes en lang række andre kriterier, som vil være bestemmende for hvor store mængder, der afbrændes, men målet har her været, at forsøge at belyse en størrelsesorden for miljøeffekterne med et konkret udgangspunkt.

For at eksemplificere beregningen af de gødningsmængder, der leveres til afbrænding, blev der taget udgangspunkt i bedrifter med i alt 2.000 DE, hvoraf halvdelen af gødningen leveres til afbrænding, svarende til gødning fra 1.000 DE. Det er således mængden af husdyrgødning, som kan afbrændes, der er bestemmende for omfanget af næringsstoffer, som tages ud af landbrugsdriften og derefter udbringes uden for oplandet efter afbrænding. Derved bliver det også muligt at knytte et realistisk omfang til miljøkonsekvenserne på oplandsniveau, idet det forudsættes, at den bortfjernede effektive N-mængde erstattes med handelsgødnings-N. Anvendelsen af asken vurderes i forhold til to muligheder: at den udbringes uden for oplandet i et "ikke problem"-område (med eller uden forudgående forarbejdning), alternativt at den deponeres.

2.3 De behandlede miljøkonsekvenser

Miljøkonsekvenserne af at afbrænde en del af husdyrgødningen omfatter en lang række forhold. Den primære konsekvens knytter sig til, at den afbrændte mængde husdyrgødning ikke længere udbringes på landbrugsjorden. Dermed fjernes også gødningens indholdsstoffer. Således reduceres tildelingen af N, P og K med husdyrgødningen, idet det dog forudsættes i analysen, at gødningsværdien af det fjernede N erstattes med handelsgødnings-N. Der sker således en direkte

ændring af den miljøbelastning i oplandet, som knytter sig til husdyrgødningens næringsstoffer, hvilket kvantificeres ved reduktion af ammoniakfordampning fra lager og udbringning, samt reduceret P-overskud og N-udvaskning. Desuden reduceres emissionerne af gasformige N-forbindelser (drivhusgasemissioner), som knytter sig til lagringen og udbringningen af husdyrgødningen. Modsat medfører afbrændingen, at der kommer øgede emissioner af NO_x og ren kvælstof.

2.4 Beskrivelse af oplandet Vesthimmerland

På grundlag af specificeringen af scenarierne er der gennemført analyser af tilstedeværelsen af husdyrbedrifter fordelt på typer, dels for LOOP-oplandene, der indgår i overvågningen af vandmiljøplanernes effekter, og dels for to større alternative oplande i hhv. Nord- og Sønderjylland. Denne analyse beskrives nærmere i bilag 1, idet der i det følgende gives en beskrivelse af det udvalgte opland Vesthimmerland.

Landbrugsarealet i oplandet Vesthimmerland udgør i alt 57.212 ha. Heraf udgør det dyrkede areal 39.102 ha. Området udgør 1,5 % af Danmarks dyrkede areal. Det ligger ud til Limfjorden og er afgrænset mod syd af vandløbsoplandet med Trend Å og Bjørnsholm Å og mod øst af oplandet med Vidkær Å som løber ud i Halkær bredning. I forhold til byer og havområder afgrænses oplandet mod øst af Sebersund og Nibe bredning, mod nord af Aggersund, mod vest af Løgstør og Risgaarde bredning samt mod syd af Farsø og Aars (se kortbilag).

Tabel 1 viser husdyrholdet i oplandet sammenlignet med hele Danmark. I oplandet befinder sig 2,4 % af den danske kvægbestand og 5,9 % af den danske slagtekyllingeproduktion og 1 % af minkproduktionen, beregnet ud fra udtræk fra det Centrale Husdyr Register (CHR). I gennemsnit er det beregnet en dyretæthed på 1,21 DE/ha harmoniareal. Det gennemsnitlige niveau for hele Nordjyllands Amt er af Danmarks Statistik opgjort til 1,1 DE/ha.

Tabel 1 Dyreenheder (DE) i Vesthimmerland og Danmark beregnet ud fra CHR i 2004 og egen modelopsætning

Art	Vesthimmerland, DE	Danmark, DE	% af DE	Antal bedrifter
Kvæg	25.986	1.064.507	2,4%	239
Svin	16.701	1.113.641	1,5%	115
Får, Geder, mv.	275	19.014	1,4%	19
Slagtekyllinger	3.371	56.997	5,9%	14
Høns	621	27.626	2,2%	2
Mink	531	53.866	1,0%	21
I alt	47.485	2.335.652	2,0%	410

Der er samlet 410 landbrugsbedrifter med husdyr, heraf 14 slagtekyllingefarme og 21 minkfarme. Den gennemsnitlige kyllingefarm i området er betydeligt større end det danske gennemsnit. I alt repræsenterer kyllinge- og minkfarmene 3.902 DE, hvilket betyder, at der afbrændes gødning fra 1.951 DE i scenariet. Området er tillige præget

af en stor andel kvæg, hvilket også afspejler sig i et større areal med græs- og grovfoderafgrøder (tabel 2).

Den totale mængde produceret husdyrgødning i Danmark er estimeret til ca. 7,5 mio. tons dybstrøelse og ca. 29 mio. tons gylle. For dybstrøelse varierer tørstofindholdet fra 20-63% og for gylle fra 4,5-10,1%, hvilket giver en samlet mængde tørstof i dybstrøelse og fast gødning på ca. 1,5 mio. tons tørstof og i gylle på ca. 1,7-1,8 mio. tons tørstof.

I Vesthimmerland er de samlede gødningsmængder opgjort til ca. 0,1 mio. tons dybstrøelse og 0,68 mio. tons gylle. Mængden af husdyrgødning er ab stald, dvs. at strøelse er inkluderet, og er bestemt ud fra normtallene for husdyrgødning samt DMU's oplysninger omkring staldtypefordelinger. Staldtypefordelingen indgår som baggrundsdata i DMU's årlige emissionsopgørelser.

I analysen er der udelukkende regnet på slagtekyllinger og mink i bure, hvor der ikke er et gyllebaseret gødningshåndteringssystem. Slagtekyllingeproducenter forventes at have størst udbytte af muligheden for afbrænding fordi de kontinuerligt tømmer kyllingehusene hver 7.-8. uge, og dermed har behov for midlertidig overdækket opbevaring af gødningen inden udbringning. Herudover har slagtekyllingeproducenterne et aktuelt varmebehov til næste hold kyllinger - et behov som kan dækkes ved afbrænding af husdyrgødningen. Ydermere er de bedre i stand til at levere kontinuerle leverancer til kraftværker. Den samlede produktion af gødningstørstof fra slagtekyllinger i Danmark udgør ca. 0,12 mio. tons tørstof. For øvrige fjerkræ kan afbrænding især være interessant for producenter af hønniker med en rotation på 16-18 uger, og ægproducenter med bursystemer og gødningsbånd, hvor gødningen fjernes kontinuerligt. Disse producerer tilsammen ca. 0,03 mio. tons tørstof på landsplan. Der er i analysen set bort fra hønnikeproduktion og ægproduktion i bure med gødningsbånd.

Tabel 2 Arealanvendelse i 2004 Vesthimmerland (GLR 2004)

Afgrøde	Vesthimmerland, ha	Danmark, ha	% af areal
Andet	5	1175	0,4%
Ærter	1.176	57.360	2,1%
Brak i omdrift	2	991	0,2%
Brak uden for omdrift	2.592	175.686	1,5%
Byghelsæd	2.605	222.116	2,7%
Majs	3.496	130.278	2,7%
Foderroer	171	10.659	1,6%
Frøgræs	437	91.970	0,5%
Kartofler	283	41.685	0,7%
Kl. græs i omdrift	4.736	201.317	2,4%
Kløverfrø/Lucernefrø	8	4.563	0,2%
Øvrige	362	31.676	1,1%
Sukkerroer	6	49.366	0,0%
Vedvarende græs	2.428	148.105	1,6%
Vinterbyg	2.508	175.231	1,4%
Vinterhvede	8.502	695.890	1,2%
Vinterraps	1.430	123.352	1,2%
Vårbyg	8.356	651.809	1,3%
I alt	39.102	2.682.952	1,5%

I tabel 3 er produktionen af tørstof i husdyrgødningen, vist for forskellige dyretyper, opgjort Vesthimmerland. Analysen er foretaget med udgangspunkt i de producerede tørstofmængder, idet disse antages at andrage 48 % for slagtekyllingedybstrøelse og 25 % for fast minkgødning. Den samlede mængde tørstof i Vesthimmerland fra slagtekyllinger og mink er herefter opgjort til 8.663 tons tørstof per år, svarende til en total gødningsmængde på ca. 19.000 tons. Mængden af gødningstørstof hos mink i bursystemer med gødningsrender er i normtallene opgjort til at være 40 % højere end på grusbund. Da tallene for mink er behæftet med betydelig usikkerhed, er tørstofmængden for mink beregnet på grundlag af bursystemer på grusbund.

Tabel 3 Total tørstofmængde i oplandet fordelt på husdyrarter

Art	Tørstof, ton
Slagtekyllinger	8.287
Høns	2.197
Kvæg ¹⁾	51.199
Mink ²⁾	376
Svin	18.273
I alt	80.333

¹ heraf vurderes 23 % at blive afsat under afgræsning.

² kun 35 % af disse mængder afsættes på grusbund og forventes at kunne blive afbrændt – resten afsættes i gyllebaserede systemer med gødningsrender.

I specificeringen af scenariet indgår en vægtning af forskellige staldsystemer. Det antages at 100 % af kyllingerne er på dybstrøelse, og at 35 % af minkene stadig befinder sig i systemer med grusbund. På den resterende del af minkfarmene er det antaget, at der er gyllebaserede

systemer, hvorfra gødningen ikke kan afbrændes. Ved 50 % afbrænding af slagtekyllingegødning og gødning fra mink på grusbund kan det estimeres, at 4.209 tons tørstof vil blive afbrændt. Dette svarer til en samlet gødningsmængde på 8.896 tons. Heraf kan det antages, at 80 % er organiske forbindelser (Henrik B. Møller, DJF, personlig meddelelse) og med en gennemsnitligt bruttoenergiindhold på 18,45 MJ per kg, er bruttoenergien i det afbrændte husdyrgødning 62 TJ (Tera Joule: 10¹²).

I tabel 4 er de totale mængder af N, P og K i husdyrgødningen vist. Ved afbrænding af 50 % af gødningen fra slagtekyllinger og mink fjernes i alt 219 tons N, 54 tons P og 118 tons K. Ved 100 % afbrænding fjernes 436 tons N, 108 tons P og 236 tons K. Ved 100 % afbrænding fjernes 9,4 % af N, 11,0 % P og 6,6 % af K fra området. Kvælstofmængden i den afbrændte mængde husdyrgødning erstattes med 196 tons handelsgødning pr. år.

Tabel 4 Indhold af næringsstoffer i husdyrgødningen, Vesthimmerland

Art	Kvælstof, ton (ab stald)	Fosfor, ton (ab stald)	Kalium, ton (ab stald)
Slagtekyllinger	412	101	233
Høns	78	30	32
Kvæg ¹	2.563	446	969
Mink	74 ²	18 ²	12 ²
Svin	1.528	388	703
I alt	4.656	984	1.949

Se noter under tabel 3.

I kortbilaget er vist kort med placering af alle bedrifter i oplandet, placering af slagtekyllingefarme samt placering af minkfarme i oplandet.

3 Effekt på N-udvaskning og P-overskud

3.1 Basisscenarie for kvælstofudvaskning og fosforoverskud

Landbrugsarealet i Vesthimmerland udgør 39.102 ha, hvoraf 36.508 medregnes som harmoniareal. Der er 47.485 DE i oplandet, hvilket svarer til en gennemsnitlig husdyrtæthed på 1,2 DE/ha. Kvæg udgør hovedparten af dyreenhederne (55 %).

Til brug for analyserne er det valgt at sammenholde Vesthimmerland med det nærliggende landovervågningsopland, Oddebæk, som har omtrent samme husdyrtæthed (1,3 DE/ha) som Vesthimmerlandoplandet og ligeledes er domineret af kvægbrug. Den overvejende jordtype er sand. For Oddebæk-oplandet er der siden 1991 indsamlet detaljeret viden om landbrugspraksis ved årlige interviewundersøgelser blandt landmænd med jord i oplandet. Endvidere er der udført måling af kvælstof og fosfor i jordvand i rodzonen på 6 stationsmarker, og der er foretaget modelberegning af kvælstofudvaskning fra samtlige marker i oplandet ved hjælp af N-LES3 modellen (Grant et al., 2005).

Kvælstofudvaskning og fosforoverskud i Vesthimmerland er herefter estimeret ved opskalering fra Oddebæk-oplandet i forhold til afgrødefordelingen (tabel 5). De anvendte data er gennemsnittet fra de sidste tre måleår (2002-2004); dette er for at tage højde for eventuelle klimatisk betingede variationer.

Ved opskalering af husdyrgødningstildelingen fra afgrøderne i Oddebæk-oplandet til afgrødefordelingen i Vesthimmerland er der beregnet et forbrug på 4.800 tons N. Dette svarer til den mængde husdyrgødningskvælstof der er til rådighed (47.485 DE svarer til 4.749 tons N ab lager). Det vurderes derfor, at den anvendte metode til opskalering er rimelig.

Ved opskaleringen er der beregnet en udvaskning fra rodzonen i Vesthimmerland på 2.708 tons N (svarende til 69,3 kg N/ha), mens fosforoverskuddet er beregnet til 200 tons P (svarende til 5.1 kg P/ha).

Tabel 5 Afgrødefordeling samt estimering af kvælstofudvaskning og fosforoverskud i Vesthimmerland. Udgangspunktet for estimeringen er data for kvælstofudvaskning, fosforoverskud og husdyrgødningstilførsel til afgrøderne i det nærliggende landovervågningsopland, Odderbæk, 2002-2004).

	Areal	Tilført husdyrg. N	N-udvask.	P-overskud
	ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Vårbyg	4.178	87	83	4.5
Vårbyg m. udlæg	4.178	128	41	9.7
Vinterbyg	2.508	107	81	7.5
Vinterhvede	8.505	153	110	4.4
Vinterraps	1.430	153	129	4.9
Ærter	1.176		88	-20
Byghelsæd/majs	6.101	171	56	5.4
Foderroer	171	310	83	47
Frøgræs	437		74	0
Kartofler	283		74	-20
Kl.græs i omdr	4.736	109	42	13.2
Kløverfrø/lucerne	8		74	-20
Sukkerroer	6		74	-20
Vedv. Græs	2.428		31	1.2
Brak i omdr	2		20	
Brak uden for omdr	2.592		20	
Andet	5		74	
Øvrig	362		74	
	ha	Tons N	Tons N	Tons P
Hele arealet	39.106	4.801	2.708	200

3.2 Effekt på kvælstofudvaskning

I oplandet til Vesthimmerland produceres årligt 412 tons N i dybstrøelse fra slagtekyllinger og 24,5 tons N i fast gødning fra mink. Ammoniakfordampning ved opbevaring af gødningen på lager udgør 21,3 % og 25 % af ab staldmængden for henholdsvis slagtekyllinger og mink. Idet halvdelen af denne gødning forudsættes at blive afbrændt, vil der være en besparelse i ammoniakfordampning fra lager på 47,2 tons N og en mindre gødningsudbringning på 171,8 tons N (tabel 6).

I følge normtal for husdyrgødning udgør $\text{NH}_4\text{-N}$ -indholdet i dybstrøelse fra slagtekyllinger 30 % af total N og i fast gødning fra mink 45 % af total N (Håndbog for Plantedyrkning, 2004). Reduktionen i udbragt gødning fordeler sig således med 53,0 tons i ammoniumfraktionen og 118,8 tons i den organiske fraktion. Idet udnyttelseskravet til kvælstof i dybstrøelse er 45 % af ab lagermængden, vil der ved afbrændingen kunne tilføres ekstra gødning i form af handelsgødning på 77,3 tons N. Dette er 24,3 tons N mere end der spares i $\text{NH}_4\text{-N}$ i husdyrgødning ved afbrænding.

Tabel 6 Ændring i tilførsel af N i husdyrgødning og handelsgødning ved afbrænding af 50 % af gødning fra slagtekyllinger og mink

	Afbrænding	Reduktion i husdyrgødning kvælstof				Erstatningsgødskning
	Ab stald	Ammoniak ford. Fra lager	Total N til udbring	NH ₄ -N Til udbring.	Org. N til udbring %	Handels-N
Fjerkræ	206	43,9	162,1	23,3	113,5	73,0
Mink	13,0	3,3	9,7	4,4	5,3	4,3
I alt	219	47,2	171,8	53,0	118,8	77,3

Den sparede ammoniakfordampning fra lageret og ved udbringning af gødning på marken vil desuden betyde et mindre nedfald af kvælstof. Det antages at nedfaldet reduceres med 25 % af ændring i ammoniakfordampningen og denitrifikation (tabel 7). Idet udvaskningsreduktionen antages at være 30 % heraf, vil den reducerede ammoniakfordampning bidrage med en reduktion i udvaskning på 4,8 tons N.

Tabel 7 Sparet ammoniakfordampning ved afbrænding af 50 % af gødningen fra slagtekyllinger og mink

	Ammoniak fordampning og denitrifikation			Sparet ammoniakfordampning			Reduceret nedfald ¹⁾ tons N
	Lager % ab stald	Udbringning % af ab lager		Ab lager tons N	Udbring Tons N	I alt Tons N	
	NH ₃	Denitrifik..	NH ₃	NH ₃			
Slagtekyllinger	11,3	10	10	23,3	16,2	39,5	9,9
Mink	15	10	10	2,0	1,0	3,0	0,8
I alt				25,3	17,2	42,5	10,7

1) Nedfald af kvælstof antages at andrage 25 % af reduktionen i ammoniakfordampning og denitrifikation.

Ved analyserne af den ændrede gødningsanvendelses effekter på N-udvaskning tages udgangspunkt, i at udvaskningen reduceres med 45 % af ændringen i tilførsel af organisk N, og med 30 % i ændringen i tilførsel af uorganisk N, herunder ammonium-kvælstof i husdyrgødning, kvælstof i handelsgødning, og atmosfærisk nedfald af kvælstof (Blicher-Mathiesen og Grant, 2003). Reduktionen i det udbragte organiske kvælstof vil herved give anledning til en reduktion i udvaskning på 53,5 tons N, mens den øgede tilførsel af uorganisk N i handelsgødning vil betyde en merudvaskning på 7,2 tons N. Effekten af det reducerede nedfald svarer til 3,2 tons N, hvilket giver en samlet reduktion i N-udvaskning på 49,5 tons N (tabel 8).

Tabel 8 Reduktion i kvælstofudvaskning som følge af reduceret gødningsudbringning og ammoniakfordampning ved afbrænding af 50 % af gødningen fra slagtekyllinger og mink

	Reduceret gødningsudbringning		Reduceret	Samlet effekt
	Organisk N ¹⁾ tons N	Uorganisk N ²⁾ tons N	Nedfald ²⁾ tons N	Tons N
Slagtekyllinger	51,1	-7,2	3,0	46,9
Mink	2,4	0	0,2	2,6
I alt	53,5	-7,2	3,2	49,5

1) N-udvaskning antages at blive reduceret med 45 % af reduktion i organisk N

2) N-udvaskning antages at blive reduceret med 30 % af reduktion i uorganisk N

Sat i forhold til den samlede udvaskning fra landbrugsarealet i oplandet på 2.708 tons N, vil afbrænding af 50 % af gødningen fra slagtekyllinger og den faste gødning fra mink føre til en reduktion i størrelsesorden 2 %.

3.3 Effekt af afbrænding på fosforoverskud

Den fosformængde, der sendes til afbrænding er, på baggrund af tallene i tabel 6, opgjort til 54 tons P (tabel 9). I følge normtal for husdyrgødning er forholdet mellem kvælstof og fosfor i dybstrøelse (ab lager) fra slagtekyllinger 1:0,3 og i fast gødning (ab lager) fra mink 1:0,95 (Håndbog for Plantedyrkning, 2004).

Tabel 9 Opgørelse af fosformængde der sendes til afbrænding ved afbrænding af 50 % af gødningen fra slagtekyllinger og mink

	N/P forhold i gødning ab lager	Afbrænding tot P tons P
Fjerkræ	1:0,3	50,5
Mink	1:0,95	3,5
I alt		54,0

Hvis det antages, at slagtekyllinge- og minkbedrifterne inden afbrændingsscenariet udbragte den tilladelige mængde kvælstof i husdyrgødning, 140 kg N/ha, så ville der samtidigt være udbragt 42 kg P/ha med slagtekyllingegødning og 49 kg P/ha med minkgødning. En afgrøde fjerner normalt 18-25 kg P/ha. Ved at afbrænde halvdelen af gødningen vil der således være ligevægt for P-gødning fra slagtekyllinger og mink. Det må derfor antages, at der ikke vil forekomme nogen erstatningsgødsning med handelsgødningsfosfor. Den afbrændte fosformængde (54 tons P) vil derfor medføre en tilsvarende reduktion i fosforoverskuddet. Dette skal sammenlignes med et vurderet markoverskud på det samlede landbrugsareal for oplandet på 200 tons P.

4 Tungmetaller i husdyrgødning og aske fra afbrænding af husdyrgødning

4.1 Miljøfremmede stoffer i husdyrgødning

Husdyrgødning indeholder en række miljøfremmede stoffer, som er uønskede eller skadelige i høje koncentrationer (Schwærter og Grant, 2003; Paulsen et al., 2002). Organiske forbindelser, så som medicinrester, plejemidler, hormoner og hormonlignende stoffer, rengøringsmidler mv., antages hovedsageligt at omdannes til mere harmløse forbindelser ved afbrænding. Der forventes heller ikke at være hygiejneproblemer vedrørende patogene mikroorganismer i aske efter afbrænding af husdyrgødning.

En gruppe af stoffer, nemlig tungmetallerne, er grundstoffer som ikke omdannes og heller ikke forsvinder i større omfang ved afbrænding. Nogle tungmetaller er toksiske i lave koncentrationer. Ved anvendelse af affaldsprodukter ol., som f.eks. gødning i jordbruget, er der i den såkaldte slambekendtgørelse fastsat grænseværdier for den maksimalt tilladte koncentration af visse tungmetaller. Data der belyser tungmetalkoncentrationen i mink- og fjerkrægødning, samt tungmetaller i restprodukter efter afbrænding af gødning, er begrænsede. I det følgende beskrives tilgængelige data for tungmetalkoncentrationer i foder, gødning og aske for herved, på trods af manglende analyser, at kunne indikere, hvilke stoffer, der potentielt kan forekomme i koncentrationer, der overskrider direktiverne på området.

Ved afbrændingen dannes der endvidere de såkaldte PAH'er (polyaromatiske-hydrocarboner). Der stilles krav til analyse af PAH-indholdet i aske fra forbrændingsanlæg, men kravet er for tiden suspenderet på grund af analysetekniske problemer. Ved afbrænding af 50 % af gødningen fra mink og slagtekyllinger reduceres belastningen og risikoen fra tilførslen af tungmetaller, miljøfremmede stoffer og patogene organismer på det pågældende areal, hvor gødningen hidtil har været udbragt.

4.2 Tungmetaller i foder

I tabel 10 ses den gennemsnitlige koncentration af tungmetaller i foder. De relativt høje koncentrationer af kobber og zink skyldes tilsætning af de to metaller til foderet. Mængden, der kan tilsættes, er underlagt et EU-regulativ (Commission regulation No. 1334/2003). I følge regulativet må koncentrationen af Cu og Zn i den færdige foderblanding maksimalt være hhv. 25 mg/kg og 150 mg/kg. De fundne Cu-koncentrationer (tabel 10) i foderblandinger over grænseværdien afspejler formentlig, at grænseværdierne er blevet skærpet i 2003, efter at analyserne er foretaget. I følge DLG (S. Therkildsen pers. kom.) er Cu-koncentrationen i den færdige foderblanding til

slagtekyllinger ca. 20-25 ppm afhængigt af, hvor meget hvede producenten tilsætter.

Tabel 10 Gennemsnitlig koncentration (TS) af tungmetaller i foder. Kilder: Aromis (EU-projekt afrapporteret i KTBL-Schrift 432, 2005); Pl. dir. (Plantedirektoratet, upubl. data, 2005). n angiver antallet af prøver.

	Kilde	n	Cd ppm	Cr Ppm	Cu ppm	Ni ppm	Pb ppm	Zn ppm	Hg ppm
Slagtesvin	Aromis	13	0,1	1,3	140	2	0,4	828	-
Malkekvæg	Aromis	50	0,1	2,3	36	3,6	1,2	162	-
Slagtekyllinger	Aromis	15	0,1	1,1	36	1,8	0,4	131	-
Æglæggere	Aromis	13	0,1	3,8	15	3,5	0,7	119	-
Mink	Pl. dir.	23-59	0,1	-	4,8	-	0,3	54,7	0,05

Kyllingefoder i Danmark består hovedsageligt af hvede tilsat proteinkilder i form af raps, ærter, soja mv. Minkfoder består hovedsageligt af fiskeprodukter (20-30 % affald fra fiskeindustrien), affald fra fjerkræslagterier (20-30 %), samt kornprodukter. Sammensætningen afhænger af årstiden og minkens status og varierer betydeligt. Der tilsættes zink og kobber i lave doser. Det er endvidere velkendt at fiskefoder kan indeholde kviksølv. I data fra 23 prøver af minkfoder, som Plantedirektoratet venligst har stillet til rådighed, er forekomsten af kviksølv undersøgt. Der blev fundet et gennemsnitligt Hg-indhold på 0,05 ppm. I de analyserede prøver varierer koncentrationen fra 0 til 0,12 ppm (ppm svarer til mg/kg TS).

4.3 Tungmetaller i gødning

Analyser af tungmetallindholdet i gødning fra dansk fjerkræ- og mink-produktion er begrænset til undersøgelser af gødningsværdien som plantenæring. En række metaller har essentiel betydning som plantenæringsstoffer og deres forekomst i fjerkrægødning er analyseret. Landsudvalget for Fjerkræ foretog i 1986 en undersøgelse af plantegødningsværdien af fjerkrægødning. Koncentrationen af de analyserede metaller i de danske analyser er angivet i tabel 11 til sammenligning af niveauer mellem danske og udenlandske undersøgelser. Resultaterne af denne undersøgelse er næppe repræsentativ længere. Som nævnt ovenfor, er tilsætningen af Cu reduceret, og det er rimeligt at reducere det forventede input af Cu til marker der modtager gødning fra animalsk produktion i fremtiden. Desuden er fodersammensætningen formentlig ændret, men betydningen heraf er ukendt.

De miljømæssigt interessante tungmetaller kadmium, bly og kviksølv har ikke betydning som plantenæringsstoffer og deres forekomst er ikke analyseret i danske undersøgelser. Koncentrationsniveauer af disse metaller er indhentet fra undersøgelser i EU-lande (AROMIS, 2005), se tabel 11.

Koncentrationen af forskellige metaller i gødningen kan variere fra land til land afhængigt af fodersammensætningen og det naturlige baggrunds niveau. Undersøgelserne giver imidlertid ikke grundlag for at antage, at danske forhold afviger radikalt fra resultaterne refereret i EU-projektet AROMIS. Der er ikke fundet undersøgelser af tungmetallindholdet i minkgødning hverken nationalt eller internationalt.

Table 11 Koncentration af tungmetaller i gødning (TS) fra forskellige husdyrproduktioner, kunstgødning samt grænseværdier i slambekendtgørelsen. Kilder: Aromis (EU-projekt afrapporteret i KTBL-Schrift 432, 2005), Schwærter og Grant (2003), LUF (Landudvalget for Fjerkræ, Meddelelse nr. 1, 1988). n angiver antallet af prøver.

	Kilde	n	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg
			ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Slagtesvin EU	Aromis	180-1143	0,3	9,4	193	12	3	934	-
Slagtesvin DK	Schwærter	17	0,4	-	263	10,2	-	1016	-
Malkekvæg EU	Aromis	431-721	0,4	6,9	42	6,2	5,6	207	-
Malkekvæg DK	Schwærter	17	0,4	-	64,2	6,3	-	232	-
Slgtekyll+kalkun EU	Aromis	46-105	0,4	20	89	6,2	3,7	353	-
Fjerkræ ungdyr 3 arter	LUF	28	-	-	149	-	-	572	-
Æglæggere EU	Aromis	22-66	0,4	6,5	62	7	3,2	471	-
Æglæggere DK	LUF	71	-	-	116	-	-	663	
N-kunstgødning	Aromis		0,9	3,4	2	6	1,9	5	-
Slambekendtg.	Slambek.		0,8	100	1000	30	120	4000	0,8

Ved afbrænding af 50 % af fjerkræ- og minkgødningen reduceres markernes belastning med miljøfremmede stoffer og tungmetaller via husdyrgødningen tilsvarende. Tungmetalbelastningen via kunstgødningen (ren N-gødning) er langt mindre - undtagen for kadmium, hvor der tilføres en mængde, der svarer til, hvad der fjernes med 50 % af slagtekyllinge- og minkgødningen.

4.4 Tungmetaller i asken efter afbrænding af gødning

Det er ikke lykkedes at finde publicerede undersøgelser af tungmetalindholdet i aske fra forbrænding af kyllinge- og minkgødning. Generelt antages det, at tungmetallerne findes i asken i samme mængde som i det materiale (gødningen) der afbrændes. Der er foretaget analyser af asken fra kraftvarmeværker, der fyrer med halm (Hansen, 2004). Fra denne undersøgelse kan man få et indtryk af, hvorledes tungmetallerne fordeler sig i asken. Hvis det antages at asken efter afbrænding af husdyrgødningen udgør 5 %, vil tungmetallerne ved afbrænding opkoncentreres 20 gange i asken, når man ser bort fra tab ved fordampning.

Der er foretaget analyser af tungmetalindholdet i aske fra forbrænding af halm iblandet humusfraktionen fra svinegylle (20 %) (Henrik B. Møller pers. kom.). Undersøgelsen registrerede ikke koncentrationer af tungmetaller i bundasken, der overskred grænseværdierne. Der blev fundet ca. 500 ppm Cu i bundasken, hvilket er halvdelen af grænseværdien (se tabel 11). I flyveasken fandtes koncentrationer af Cd (325 mg/kg P) og Zn (4400 ppm TS) over grænseværdierne. Flyveasken indeholdt endvidere 30 % af den tilførte P. Anvendelsen af asken som plantegødning er reguleret af bekendtgørelse nr. 623 af 30. juni 2003: *Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål* (Slambekendtgørelsen). I bekendtgørelsen er der fastsat grænser for tungmetalindholdet i relation til tørstofindholdet (se tabel 11).

For Cd, Hg, Pb og Ni er der tillige grænseværdier fastsat i forhold til fosforindholdet (mg/ kg P): Cd 100; Hg 200; Pb 10.000; Ni 2.500. Af-

faldsproducenten kan vælge enten at overholde de tørstofrelaterede eller de fosforrelaterede grænseværdier. På de arealer der tilføres aske, må den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor ikke overstige 170 kg N pr. ha og 30 kg fosfor pr. ha. Slambekendtgørelsen indeholder ikke kali-relaterede grænseværdier, som imidlertid kan være relevante ved anvendelse af aske som jordforbedringsmiddel.

Betragtes tabel 10 og 11 og beregnes opkoncentreringen af metaller fra foder til gødning, varierer den fra en faktor 1-18, hyppigst i området 3-7. Da prøverne fra foder og gødning ikke nødvendigvis er taget på den samme gård, skal beregningerne tages som overslag, indtil bedre data fremskaffes. Opkoncentreringen og mekanismer involveret heri kan være komplicerede og afhænge af koncentrationsniveauet af det enkelte metal samt af koncentrationen af andre metaller i foderet. Opkoncentreringen ser ud til at være mindst for Zn og Cu (1,1-2,7) og højere for Cd (3-4), Cr (3-18), Ni (1,7-6) og Pb (4,6-9,3).

Ved en opkoncentrering på 3 gange fra foder til gødning og en opkoncentrering på en faktor 20 fra gødning til aske, skal der anvendes en faktor 60 for at ekstrapolere fra koncentration i foder til koncentration i aske. Benyttes denne faktor for Cd, kan der forventes koncentrationer på omkring 18 ppm Cd i asken, hvilket er 22 gange over den tørstofrelaterede grænseværdi for anvendelse til jordbrug, jf. Slambekendtgørelsen. Opkoncentreres P med samme faktor eller mere, overstiger Cd-koncentrationen ikke den fosforrelaterede grænseværdi og aske kan dermed anvendes som gødning. Dette er tilfældet for bundasken i den danske undersøgelse. For de tungmetallerne hvor der kun findes tørstofrelaterede grænseværdier (Zn, Cu, Cr), kan der måske ske overskridelser af grænseværdien ved afbrænding af ren husdyrgødning, og der er behov for analyser af tungmetalforekomsten under forskellige forhold.

Kviksølv kan teoretisk opnå kritiske koncentrationer ved afbrænding af minkgødning i forhold til bekendtgørelsens grænseværdier. Plantedirektoratets analyser viser, at der gennemsnitligt er 0,05 mg Hg/kg minkfoder (tabel 10). Grænseværdien for Hg i Slambekendtgørelsen er 200 mg Hg/kg P, men da minkgødning er meget fosforrigt, skal der forholdsvis store Hg-koncentrationer til, før den fosforrelaterede grænseværdi overskrides. Endvidere er der en stor sandsynlighed for at Hg fordampes under afbrændingen. Der mangler dog analyser af kviksølvs forekomst i minkgødning og aske fra forbrænding af samme. Metallerne fordeler sig forskelligt i forskellige askefraktioner. Koncentrationen af Cd, Pb og Zn er således langt højere i flyveaske end i bundaske, hvorimod Ni, Cu og Cr forekommer i de højeste koncentrationer i bundasken (Hansen, 2004, Henrik Møller, personlig meddelelse).

Askefraktionerne kan separeres, hvorved man i forhold til nogle metaller kan opnå, at en del af asken må genanvendes til jordbrugsformål. Ved afbrænding af husdyrgødning vanskeliggøres dette af, at flere metaller med forskellig fordeling i asken har kritiske koncentrationer i forhold til bekendtgørelsen. Fortyndning i f.eks. gylle er ikke tilladt iflg. bekendtgørelsen. Hvis ikke asken kan genanvendes enten direkte eller ved forarbejdning, må den deponeres. Delvis oprensning af gødningsstofferne i asken er teknologisk muligt, men synes for

nuværende ikke særligt attraktivt. Dette afhænger formentlig især af økonomien i de forskellige alternativer, herunder prisen for deponering. En sådan løsning kunne ellers fungere som depositionsbrønd til reduktion af tungmetalbelastningen i landbruget.

5 Emissioner af gasformige forbindelser ved afbrænding af husdyrgødning

5.1 Effekt på drivhusgasemissioner

Under lagring og efter udbringning af husdyrgødning produceres drivhusgasserne metan (CH_4) og lattergas (N_2O). For husdyrgødnings vedkommende vil disse blive elimineret. Imidlertid vil den del af kvælstoffet, som hidtil er indgået i gødningsregnskabet, blive substitueret med N i handelsgødning, som også bidrager til drivhusgasemissionen.

CH_4 dannes kun under iltfrie forhold. Hovedkilden i landbruget er derfor fra dyrenes fordøjelsessystemer (primært drøvtyggere) og fra lagringen af flydende husdyrgødning (gylle). Der kan dog dannes lidt metan i iltfrie lommer i dybstrøelse. N_2O dannes under omsætningen af kvælstof under tilstedeværelse af ilt. I marken dannes der ikke CH_4 men udelukkende N_2O , som stammer fra mængden af kvælstof, der er tilgængelig i lageret efter fradrag for ammoniakfordampningen fra udbringningen. Herudover er der nogle indirekte kilder fra udvaskningen af N og fra ammoniak som deponeres i landskabet.

Under lagringen estimeres at 0,5 % af kvælstoffet fra kyllingegødning inkl. dybstrøelse omdannes til N_2O -N og 2 % fra minkdybstrøelse. Fra udbragt gødning regnes med at 1,25 % af udbragt N (efter fradrag af ammoniakfordampningen) forsvinder som N_2O -N (Mikkelsen et al., 2004). Ved udvaskningen af kvælstof sker der ligeledes dannelse af N_2O . Her regnes generelt med, at der dannes 2,5 % N_2O -N af udvasket N (IPCC, 1996). Ydermere vil depositionen af fordampet ammoniak være kilde til N_2O . Her vurderes, at 1 % af fordampet NH_3 -N bliver omdannet til N_2O -N. Alle N_2O -N-kilder omregnes til lattergas med faktoren 44/28.

Drivhusgaspotentialer for CH_4 og N_2O er forskelligt. CH_4 er en drivhusgas, der er 21 gange stærkere end CO_2 og N_2O er 310 gange stærkere end CO_2 . I tabel 12 og 13 er der angivet den samlede drivhusgas-effekt opgjort i CO_2 -ækvivalenter. Effekten på substitutionen af afbrændt olie eller naturgas er ikke indregnet i opgørelsen.

Lagringen af dybstrøelse fra slagtekyllinger og mink sker under aerobe forhold, hvilket betyder, at CH_4 -dannelsen er forholdsvis lav, medens N_2O -dannelsen er forholdsvis høj.

Tabel 12 Reduceret CH₄ emission som følge af afbrænding.

	Slagtekyllinger	Mink
CH ₄	0,00135 kg CH ₄ /prod. Kylling	0,0736 kg CH ₄ /årstæve
CH ₄	9,8 mio. produceret	23.400 årstæver
CH ₄ -emission, kg	13.230	1.722
CO ₂ -ækv., tons, ved 100% afbrænding		316
CO ₂ -ækv., tons, ved 50% afbrænding		157

Tabel 13 Reduceret N₂O-emission som følge af afbrænding.

	Slagtekyllinger	Mink
N ab stald, kg/år	412.000	25.900
N ₂ O ved lagring, kg/år	3.237	814
N ₂ O fra udbragt N, kg/år	5.732	343
N ₂ O fra udvaskning, kg/år		3559
N ₂ O fra atm. Deposition		1007
N ₂ O, total, kg/år		14.692
CO ₂ -ækv. tons ved 100% afbrænding		4.555
CO ₂ -ækv. tons ved 50% afbrænding		2.277

Emissionen af CH₄ beregnes ud fra mængden af omsætteligt stof i husdyrgødningen, VS (Volatile Substance). VS udgør 80 % af gødningstørstoffet for både slagtekyllinger og mink (Mikkelsen et al., 2005). Mængden af dannet CH₄ beregnes ud fra følgende:

$$\text{CH}_4 = \text{VS} \times 0,67 \times \text{MCF} \times B_0$$

hvor MCF er Methan Conversion Factor (for dybstrøelse 0,01) og B₀ er den maksimale mængde metan der kan dannes i den pågældende gødningstype. B₀ er for kyllingegødning 0,32 og for minkdybstrøelse 0,48 (IPCC, 1996). Tallet 0,67 er en omregningsfaktor fra kg VS til kg metan.

Mængden af N₂O beregnes dels som en procentdel af den totale mængde N på de forskellige tidspunkter i N-cyklussen, og beregnes ud fra følgende:

$$\text{N}_2\text{O} = \text{Kg N} \times \text{emissionsfaktor} \times 44/28$$

I nedenstående tabeller er effekterne på drivhusgasudledningen beregnet ved afbrænding af 50 % hhv. 100 % af gødningen fra slagtekyllinger og mink i Vesthimmerland. Opgørelserne følger guidelines fra IPCC (IPCC, 1996, 2000, 2004) og samme metode anvendes i de danske nationale emissionsopgørelser, som afrapporteres til Klimakonventionen (Mikkelsen et al., 2005; Gyldenkerne et al., 2005).

5.2 Effekt på lagringen af kulstof i jorden

Til landbrugsjorden sker der en løbende tilførsel af organisk materiale som øger kulstofindholdet, og der sker en biologisk nedbrydning af det organiske materiale til CO₂ som fordamper op i atmosfæren. I øjeblikket sker der en opbygning af C-indholdet i de danske landbrugsjorde på grund af en omfattende nedpløjning af afgrøderester og husdyrgødning med ca. 0,35-0,75 mio. tons CO₂/år. Med den nu-

værende landbrugspraksis vil denne opbygning fortsætte, indtil der opstår en ligevægt mellem tilførsel og nedbrydning. Afbrænding af husdyrgødningen reducerer kulstofftilførslen, og der vil derfor ske en forskydning i jordens kulstoffligevægt mod et lavere niveau. Under danske forhold vil man antage, at en ny ligevægt indtræffer 20-50 år efter at man har foretaget en ændring i landbrugspraksis. Samlet set medfører afbrænding af biomasse, at ca. 20 % af den afbrændte kulstofmængde vil "mangle" som kulstof i jorden på længere sigt i forhold til uændret dyrkningspraksis.

Normalt antages afbrænding af biomasse at være CO₂-neutralt, men ved afbrænding af husdyrgødning fjernes noget af det kulstof som normalt tilføres jorden og som indgår i jordens balance, hvorfor antagelsen om CO₂-neutralitet ikke gælder fuldt ud, og en fuld systembetragtning bør anvendes.

Ændringen af C-indholdet i jord i de danske drivhusregnskaber beregnes ud fra en dynamisk simulering af kulstofomsætningen med C-TOOL (Petersen, 2005). C-TOOL er en 3-puljet model, som på baggrund af de årlige tilførsler af halm og rødder for de forskellige afgrøder, efterafgrøder og husdyrgødning beregner ændringerne i jordens C-indhold. Olesen et al. (*in press*) har estimeret, at hvis den årlige produktion af al fast husdyrgødning i Danmark blev brændt af (ca. 1,55 mio. tons tørstof/år) fra og med 2005 ville jordens kulstofindhold falde med 0,29 mio. tons CO₂/år i 2010 og falde med 0,17 mio. tons CO₂/år i år 2025 i forhold til den nuværende landbrugspraksis. Det vil sige, at selvom afbrænding af al fastgødning finder sted, forventes der stadig en svag stigning i jordens samlede kulstofindhold (under forudsætning af at der ikke sker yderligere biomasseudtag af f.eks. halm). Kyllingegødning og fast minkgødning udgør ca. 9% af den samlede tørstof mængde i fast gødning på landsplan. Afbrænding af al fast kyllinge- og minkgødning vil derfor påvirke jordens samlede kulstofindhold i Danmark med ca. 0,026 mio. tons CO₂/år i år 2010. Denne mængde vil være faldende til 0,010-0,015 mio. tons CO₂/år på længere sigt.

Mængden af tørstof i Vesthimmerland fra slagtekyllinger og mink er opgjort til 8.663 tons tørstof/år svarende til ca. 14.900 tons CO₂/år. Ved 50% afbrænding vil den nationale opgørelse af landbrugets drivhusgasudslip umiddelbart øges med 7.450 tons CO₂/år. På længere sigt vil der "mangle" 20% af denne mængde i jorden, svarende til 1,490 tons CO₂/år (se tabel 14). Det vurderes, at denne forholdsvis lille mængde på kort sigt vil have nogen effekt på jordens frugtbarhed.

5.3 Effekten på Danmarks reduktionsforpligtigelse under Kyoto-aftalen

Danmark har ratificeret Kyoto-aftalen og skal begrænse sit udslip af drivhusgasser. Kyoto-aftalen giver mulighed for at vælge, om man vil medtage landbrugsjordens kulstofbalance i reduktionsforpligtigelsen (artikel 3.4), hvorimod ændringerne i udslippet, som skyldes CH₄ og N₂O, skal indgå.

Danmark har endnu ikke taget stilling til om anvendelse af denne mulighed for at inddrage jordens kulstofbalance i reduktionsforpligtigelsen. Hvis artikel 3.4. ikke vælges, kan alle ændringer i drivhusgasregnskabet fra CH₄-og N₂O-udslippet inddrages i Danmarks reduktionsmål. De 50 % afbrænding af husdyrgødning i Vesthimmerland vil medføre en reduktion i drivhusgasregnskabet på 2.434 tons CO₂-ækv./år fra en reduceret metan- og lattergasdannelse (tabel 12 og 13), hvorimod den "manglende" binding af kulstof i jorden, som opstår, fordi man brænder gødningen af, ikke påvirker den nationale opgørelse. Hvis Danmark vælger at anvende artikel 3.4. og inddrage ændringer i jordens kulstofbalance i Kyoto-regnskabet, skal jordens C-balance indregnes, udover effekten på CH₄ og N₂O. Da afbrændingen mindsker C-lagringen i jorden, reduceres den estimerede effekt samtidig til ca. 944 tons CO₂-ævk./år (2.434 tons – 1.490 tons) på længere sigt (tabel 14).

Der er her ikke taget hensyn til, at afbrændingen kan substituere afbrændingen af andet fossil brændsel (kul, olie og naturgas) og herved indirekte reducere udslippet af drivhusgasser fra disse ikke-vedvarende energikilder. Det skal understreges, at beregningen, hvor jord inddrages, er behæftet med meget stor usikkerhed.

Tabel 14 Effekt på jordens C-indhold som følge af afbrænding. Effekten er vurderet i år 2025 i tons CO₂/år

	Slagtekyllinger	Mink
Reduceret CO ₂ i jord ¹ ved 50% afbrænding	-1.490	
Reduceret CO ₂ i jord ¹ ved 100% afbrænding	-2.980	

¹Indgår i de danske drivhusgasregnskaber under Klimakonventionen, men indgår p.t. ikke i Danmarks reduktionsforpligtigelser under Kyoto-aftalen.

5.4 Emissioner til luften og deposition af N- og P-forbindelser

Den mængde kvælstof som ellers tilføres ved udbringning af gødning, forudsættes at blive erstattet af handelsgødning, hvis gødningen afbrændes.

Ved normal husdyrproduktion sker der følgende tab til atmosfæren:

1. Fordampning fra lager/stald på gården (EH_{gård})
2. Fordampning ved udbringning (EH_{udbring})
3. Fordampning fra mark (EH_{mark})

Dette kvælstof afsættes omkring gårdene hvis ikke dele af det aftages af andre jordbrug. Desuden optages en væsentlig mængde N fra den udbragte del af gødningen i planterne og noget fjernes ved den normale afstrømning.

Ved afbrænding af gødning sker der følgende tab til atmosfæren:

1. Fordampning fra lager/stald på gården ($EF_{\text{gård}}$)
2. Fordampning ved transport ($EF_{\text{transport}}$)
3. Fordampning fra lager før afbrænding ($EF_{\text{f-lager}}$)
4. Emission under afbrænding ($EN_{\text{afbrænd}}$)
5. Fordampning fra handelsgødning til erstatning for gødning ved udbringning og fra mark (EN_{handels})

Bidragene 1 og 5 afsættes omkring gårdene, hvis ikke dele af det aftages af andre jordbrug. Bidragene 3 og 4 afsættes omkring forbrændingsanlægget. Bidraget 2 afsættes på vejen mellem gård og forbrændingsanlæg. Nettobidraget til atmosfæren afhænger helt af, hvorledes processen tilrettelægges.

$EH_{\text{gård}}$ er formentlig større end $EF_{\text{gård}}$ fordi opbevaringstiden er længere, da det forventes at gødningen løbende transporteres til forbrændingsanlægget.

$EF_{\text{transport}}$ og $EF_{\text{f-lager}}$ bør kunne minimeres ved passende teknik.

EH_{udbring} plus EH_{mark} vil formentlig være større end EN_{handels} men det bestemmes helt af de anvendte teknikker.

Endelig vil $EN_{\text{afbrænd}}$ være et nyt bidrag, som dog kan reduceres ved teknologiske tiltag på forbrændingsanlægget, f.eks. røgrensning eller binding af N i asken. Disse affaldsprodukter forventes at blive bragt ud af området. Totalt set er der således større mængder N i kredsløb, når gødning afbrændes, fordi der tilføres handelsgødning. Fordelen er, at en stor del af gødningen behandles og oplagres centralt, hvilket giver muligheder for at begrænse udslippet til atmosfæren og dermed afsætning på følsomme områder.

Det må forventes, at alle anlæg til afbrænding af husdyrgødning skal godkendes som industrielle anlæg i overensstemmelse med Miljøstyrelsens luftvejledning. Desuden skal det være i overensstemmelse med affaldsforbrændingsdirektivet (Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald 11/03/2003). Der er anvendt emissioner, jf. Ramboell A/S (2005). Emissionerne for støv, SO_2 og HCl er langt højere end emissionsgrænserne i direktivet, derfor vil der i praksis kræves røgrensning. I beregningerne nedenfor er anvendt en NO_x -koncentration på $200 \text{ mg } NO_2/\text{m}^3$ i røggas, hvilket er det øvre tilladte niveau, jf. affaldsforbrændings-bekendtgørelsen.

N-forbindelser

Generelt kan man sige, at organiske N-forbindelser vil føre til dannelse af gasformige N-forbindelser, især N_2O , NO, NO_2 og N_2 , men forholdene mellem dem afhænger meget af forbrændingsteknikken. Der forventes i almindelighed kun små mængder N-forbindelser i asken. Erfaringer fra Enstedværket med afbrænding af flis og halm peger på, at NO_x udgør ca. 5 % af den samlede afbrændte mængde N, medens resten emitteres som ren N_2 (Peter Tørslev, personlig meddelelse). I anlæg, hvor det ikke er muligt med en lignende præcis styring af afbrændingen som på Enstedværket, vurderes andelen af NO_x at kunne blive op til 10 % (Jan Erik Johnson, DTU, personlig meddelelse).

se). Dette betyder, at med afbrænding af 219 ton N årligt, vil NO_x-emissionen udgøre fra 11 til 22 tons.

Der er gennemført beregning af spredning og deposition fra et tænkt anlæg. Da der ikke er identificeret et konkret anlæg, der kan regnes på, er beregningerne udført på et kraftvarmeværk, der fyrer med 25.000 tons halm pr. år. Det forudsættes endvidere at der tilsættes godt 20% husdyrgødning (fjerkræ og mink i det forventede forhold). Der antages følgende tekniske forhold for anlægget, jf. tabel 16.

Tabel 16 Antagelser vedr. tekniske specifikationer af kraftvarmeanlæg til afbrænding af husdyrgødning

Halmindfyring	25.000 tons/år
Gødningsindfyring	Ca. 6.000 tons/år
Volumenstrøm	40.000 m ³ /time
Temperatur	120 °C
Skorstenshøjde	25 m og 40 m
Skorstensdiameter	1 m
Depositionshastighed for Støv, HCl, SO ₂ og NO ₂	0,003 m/s, 4 m/s, 0,096 m/s og 0,3 m/s

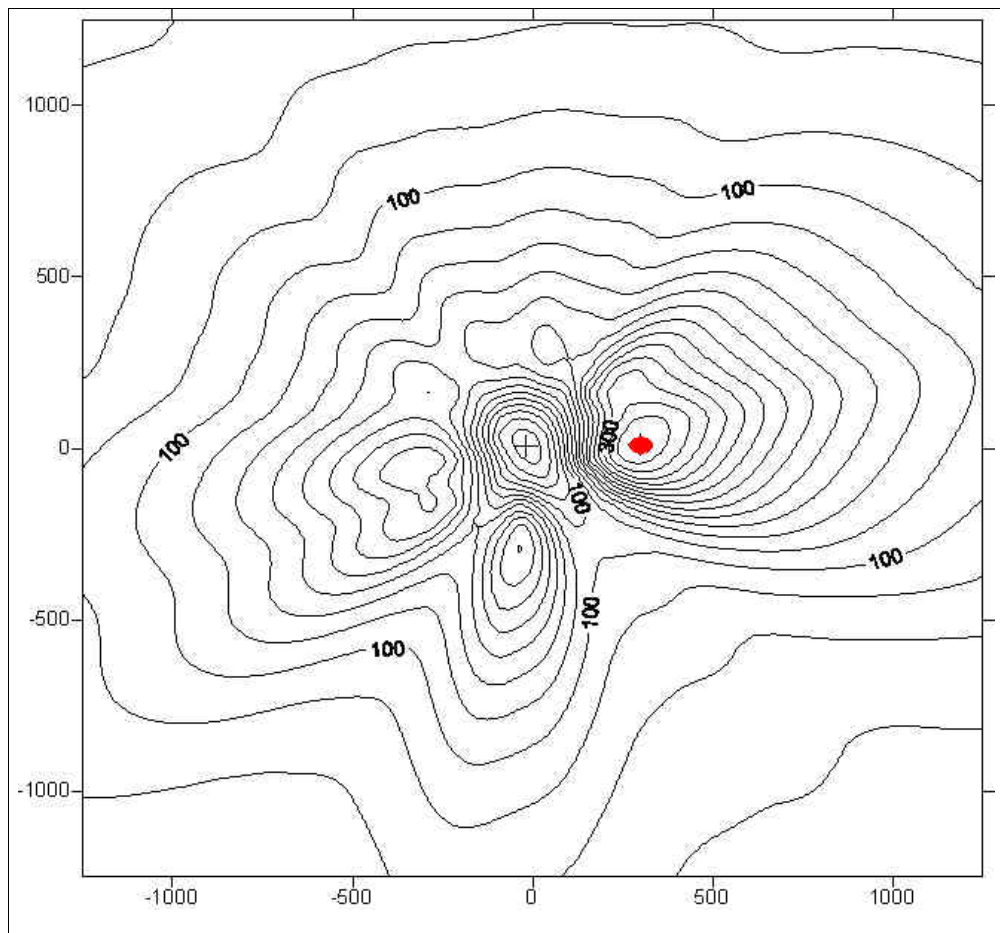
For skorstene på 25 m er domænet 2500 x 2500 m og til 40 m skorsten er det 5000 x 5000 m. I figuren ses depositionen for anlægget ved de to skorstenshøjder. De maksimale depositioner er angivet i tabel 17, medens depositionsintensiteten er illustreret i figur 1.

Konkrete anlæg skal dimensioneres således at emissionsgrænserne i affaldsforbrændingsbekendtgørelsen overholdes. I nærværende analyse er der taget udgangspunkt i en NO_x-koncentration på 200 mg NO₂/m³, dvs. under antagelse om overholdelse af grænseværdierne i affaldsbekendtgørelsen. Herved vil den maksimale depositionen være 0,1 kg/ha og 0,04 kg/ha for henholdsvis en 25 og 40 meter høj skorsten.

Tabel 17. Deposition af støv, SO₂ HCl og NO_x (regnet som NO₂, der svarer til en N-deposition på ca. 1/3)

	25 m skorsten	40 m skorsten
Stof	Deposition kg/ha	Deposition kg/ha
Støv	52	19
SO ₂	14	5,1
HCl	50	18
NO ₂	0,36 (0,11 kg N/ha)	0,13 (0,04 kg N/ha)

Som det også fremgår af tabel 17 er depositionen meget afhængig af skorstenshøjden, som naturligvis skal dimensioneres i overensstemmelse med gældende regler.



Figur 1 NO₂-deposition (g/ha) omkring et anlæg med en 25 m høj skorsten og data som i tabel 16. NO₂-depositionen omregnes til N-deposition ved at multiplicere med 0,3.

Det fremgår heraf, at depositionen ved afbrænding på denne type af anlæg er relativ lille i forhold til den generelle deposition på 10-20 kg/ha. Desuden påvirkes kun et relativt begrænset område af et anlæg af den beskrevne type, f.eks. er depositionen i en afstand af 1 km fra kilden faldet til ca. 1/3 af niveauet angivet i tabellen. Det kan dog ikke udelukkes, at depositionen kan udgøre et problem på helt specielle lokaliteter, f.eks. N-følsomme Natura 2000-lokaliteter. Sidst skal det understreges, at depositionen af de øvrige stoffer må forventes at være lavere end angivet i tabellen, fordi affaldsforbrændingsdirektivet kræver røgrensning.

Deposition af fosfor og tungmetaller

En meget stor del af fosfor og tungmetaller forventes at blive bundet til asken, men der emitteres en mindre del i flyveasken (støvet). Simple overslagsberegninger baseret på depositionen af støv og gødningens indhold af tungmetaller viser, at deposition af disse stoffer i maksimumspunktet er mindre end 10% af den generelle deposition af disse stoffer. Eksempel: Indholdet af f.eks. Cd i kyllinggødning er 0,4 ppm og med en deposition af støv svarer det til ca. 2 µg/m², der skal sammenlignes med ca. 50 µg/m² på landsbasis. Også disse værdier må forventes at være på et lavere niveau ved drift af et afbrændingsanlæg, grundet krav om røgrensning, for at opfylde affaldsforbrændingsdirektivet.

6 Perspektivering

Miljøkonsekvenserne vil – alt andet lige - afhænge af mængderne af husdyrgødning, som afbrændes. Resultaterne vil inden for de givne forudsætninger være direkte proportionale med de afbrændte mængder husdyrgødning. Såfremt al gødningen fra slagtefjerkræ- og minkbedrifterne forudsættes afbrændt, vil det således stort set halvere P-overskuddet i oplandet, medens den samlede N-udvaskning reduceres med ca. 4 %. Dette forudsætter dog, at evt. behov for erstatningsgødskning mht. P sker ved omfordeling af den øvrige husdyrgødning i oplandet og ikke ved import af handelsgødnings-P. Analysen viser således, at afbrænding som teknologi giver mulighed for væsentlige reduktioner i P-belastningen, om end der i det betragtede scenarie ikke opnås balance mellem P tilført og P fraført med afgrøderne. Besvarelse af hvorvidt det er en omkostningseffektiv teknologi og under hvilke forudsætninger det evt. vil være tilfældet, kræver yderligere økonomiske analyser, ligesom der bør gennemføres sammenlignende analyser af andre relevante løsningsmuligheder.

Ved fortolkningen af resultaterne er det væsentligt, at der er tale om en aggregeret analyse for oplandet Vesthimmerland. Således ses effekterne i forhold til den samlede miljøpåvirkning fra oplandet, medens scenarierne alene vedrører 4 % af det samlede antal dyreenheder i oplandet. Dette betyder naturligvis også, at miljøeffekterne fremstår forholdsvis beskedne, bortset fra reduktionen af fosforoverskuddet. Alternativt kunne effekterne ses i forhold til den produktion, som påvirkes af scenarierne (tabel 18), og ud fra denne synsvinkel ville effekterne være mere markante. Sættes reduktionerne i N-udvaskning og P-overskud således i relation til omfanget af den husdyrproduktion, som leverer gødning til afbrænding, fås således en effekt på ca. 25 kg reduceret N-udvaskning pr. ton gødning og 6 kg reduceret P-overskud pr. DE.

Tabel 18 Oversigt over miljøkonsekvenser ved afbrænding af 50 % af husdyrgødningen fra slagtekyllinger og mink i oplandet Vesthimmerland

Effekt	Totalt	Pr. ton gødning
Mængde gødning afbrændt	8.896 ton	-
Mængde tørstof i de afbrændte gødning	4.209 ton	-
Energiindhold i den afbrændte gødning	62 x 10 ¹² J	-
Mængde N afbrændt	219 ton N	24,6 kg
Mængde P afbrændt	54 ton P	6,1 kg
Øget import af handelsgødnings-N	77,3 ton N	8,7 kg
Reduceret ammoniakfordampning	42,5 ton N	7,2 kg
Reduceret N-udvaskning	49,5 ton N	5,6 kg
Reduceret P-overskud	54 ton P	6,1 kg
Reduceret emission af drivhusgasser ¹⁾	2.434 ton CO ₂ -ækviv.	0,27 ton CO ₂ -ækviv.
Øget emission af NO _x og ren N ₂	219 ton N; heraf 11-22 ton NO _x ²⁾	24,6 kg N; heraf 1,25 – 2,50 kg NO _x
Maksimal deposition af NO _x ³⁾	0,1 kg N/ha	-

1) Effekt på lagring af kulstof i jorden er ikke medtaget.

2) Beregnet under forudsætning om at mellem 5 og 10% af den totale mængde kvælstof emitteres som NO_x.

3) Forudsat overholdelse af grænseværdierne i afbrændingsdirektivet

Den betragtede teknologi ses i dette scenario overvejende som en løsningsmulighed for miljøproblemer knyttet til den enkelte bedrift eller et lokalområde. Dette kunne være knyttet til realisering af krav stillet i forbindelse med en miljøgodkendelse, eller opfyldelse af miljømålene for et vandområde omfattet af Vandrammedirektivet. I scenariet er alene foretaget analyse baseret på afbrænding af husdyrgødning med et højt tørstofindhold fra slagtekyllinge- og minkproduktion. Ved en konkret etablering af et eller flere afbrændingsanlæg, vil anvendelse af den faste gødning fra heste og fra staldanlæg med kildesortering af ajle og fast gødning til afbrænding, ligeledes være nærliggende, ligesom der kan ske samfyring med fiberfraktionerne fra gylleseparering (med eller uden forudgående bioforgasning). Samtidigt kan muligheden for at inddrage ny teknologi i løsningen af husdyrproduktionens næringsstofproblemer og miljøbelastninger føre til videreudvikling af de teknologiske muligheder for afbrænding af husdyrgødning, hvilket på længere sigt kan forøge potentialet. I udgangspunktet vil potentialet for afbrænding naturligvis være betinget af adgang til afbrændingsfaciliteter og øvrige logistiske forhold.

Det skal understreges, at analyserne er udarbejdet under forudsætning af uændret husdyrproduktion. Ifald afbrænding anvendes som teknologi for begrænsning af miljøpåvirkningerne ved udvidelse af husdyrproduktionen, vil særligt resultaterne vedrørende ændret næringsstofbelastning ændres. Der sker således ikke en reduktion i N-udvaskning eller P-overskud, hvis gødningsmængderne fra udvidelsen afbrændes, idet der derimod må forventes en stigning i ammoniakemissioner fra stald og fra gødningsopbevaring, samt en merdeposition af N som følge af gødningsafbrændingen. Således kan teknologien anvendt i sammenhæng med udvidet husdyrproduktion ikke betragtes som neutral i forhold til miljøbelastningen, selv om merbelastningen vil være mindre sammenlignet med situationen, hvor den ekstra gødning udbringes på marken.

Samlet set må afbrænding af husdyrgødning i dag overvejende betragtes som en løsningsmulighed for miljøproblemer knyttet til enkelte bedrifter eller et lokalområde. Dette kunne være ved realisering af krav stillet i forbindelse med en miljøgodkendelse, eller opfyldelse af miljømålene for et vandområde omfattet af Vandrammedirektivet. Teknologien vurderes derimod ikke at have et større potentiale her og nu på national skala, hvilket skyldes, at 1) det i dag er en forholdsvist begrænset andel af husdyrgødningen, som er egnet til afbrænding, 2) der er lav tilgængelighed af anlæg, som pt. kan afbrænde husdyrgødning, 3) der er usikkerheder forbundet med afbrændingsteknologien, særligt hvad angår gårdanlæg, samt 4) usikker rentabiliteten ved afbrænding.¹ Det skal dog bemærkes, at muligheden for at inddrage ny teknologi i løsningen af husdyrproduktionens næringsstofproblemer og miljøbelastninger kan føre til videreudvikling af de teknologiske muligheder for afbrænding af husdyrgødning, hvilket på længere sigt kan forøge potentialet.

¹ For en nærmere diskussion af disse forhold henvises til *Rapport fra arbejdsgruppen om generel afbrænding af husdyrgødning til energiformål*, udarbejdet af Fødevareministeriet, januar 2006.

Referencer

Blicher-Mathiesen, G. og Grant, R. 2003: Vandmiljøplan II. Slutevaluering af de enkelte virkemidler. Status 2002, prognose for 2003. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. www.dmu.dk.

Dansk Landbrugsrådgivning, 2005: Håndbog for Plantedyrkning, 2004/05, Landscentret. Landbrugsforlaget.

Eckel, H., Roth, U., Döhler, H., Nicholson, F., Unwin, R, eds. 2005: Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystem. 232 pp. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. KTBL-Schrift 432.

Fødevareministeriet. 2005: Rapport fra arbejdsgruppen om afbrænding af fraktioner af husdyrgødning. Fødevareministeriet, 1. juni 2005.

Fødevareministeriet, 2006: Rapport fra arbejdsgruppen om generel afbrænding af husdyrgødning til energiformål. Fødevareministeriet, januar 2006

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.G., og Rasmussen, P. 2005: Landovervågningsoplande 2004. NOVANA. Faglig rapport fra DMU, nr. 552.

Gyldenkærne, S., Münier, B., Olesen, J.E., Olesen, S.E., Petersen, B.M. & Christensen, B.T. 2005: Opgørelse af CO₂-emissioner fra arealanvendelse og ændringer i arealanvendelse LULUCF (Land Use, Land Use Change and Forestry) - Metodebeskrivelse samt opgørelse for 1990 – 2003. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 213.

Hansen, T. 2004: Separation og genanvendelse af aske fra biobrændselsanlæg. Miljøstyrelsen. 161 s. Miljøprojekt nr. 962.

IPCC, 1996: IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual.

IPCC, 2000: IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme.

IPCC, 2004: Good practice guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme.

Landsudvalget for Fjerkræ, 1988. Fjerkrægødning. Meddelelse nr. 1. april 1988

Mikkelsen, M.H., Gyldenkærne, S., Poulsen, H.D., Olesen, J.E. & Sommer, S.G., 2005: Opgørelse og beregningsmetode for landbrugets emissioner af ammoniak og drivhusgasser 1985-2002. Arbejdsrapport fra DMU nr. 204. Danmarks Miljøundersøgelser.

Olesen, J.E., Petersen, B.M. & Gyldenkærne, S. 2006: Konsekvenser og muligheder ved Danmarks deltagelse i Kyoto-protokollens artikel 3.4 på landbrugsområdet. Miljøstyrelsen (in press).

Paulsen, I., Hansen, A-M., Hansen, P., Nykrog, J. 2002: Miljøfremmede stoffer i flydende gylle. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdeling. 28 s.

Petersen, B.M., 2003: C-Tool version 1.1. A tool for simulation of soil carbon turnover. Description and users guide. Danmarks Jordbrugs-Forskning, pp. 29. Kan hentes fra www.agrsci.dk/c-tool.

Rambøll A/S. 2005: Notat om Forbrænding af Husdyrgødning. Upubliceret.

Schwærter, R.C. & Grant, R. 2003: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle. Danmarks Miljøundersøgelser. 60 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 430.

Bilag 1. Valg af oplandet Vesthimmerland

De 7 LOOP-oplandes beliggenhed blev fundet ved hjælp af kort samt beskrivelser fra forskellige kilder. Oplandene blev geografisk afgrænset ved hjælp af AIS-kortet over nedbørsoplande. LOOP-oplandene repræsenterer et eller flere sammenhængende nedbørsoplande, således at alt afløb fra oplandet kan registreres ved en målestation.

De to øvrige oplande i hhv. Nord- og Sønderjylland blev udvalgt således, at der indenfor oplandene er en høj tæthed af store bedrifter med fjerkræ. Områderne blev udpeget på baggrund af xy-koordinaterne i CHR-registret fra 2004. Den rumlige afgrænsning blev ligeledes foretaget vha. AIS-kortet over nedbørsoplande. I modsætning til LOOP-oplandene er de to øvrige oplande sammensat af flere, ikke sammenhængende nedbørsoplande, således at oplandene har flere udløb.

Tabel B1 Husdyrgrupper

Gruppe	Dyreart	Brugsart	Navn
Fjerkræ	31	23	Skrabeægshønsehold, konsumæg
	31	26	Burhønsehold, konsumæg
	31	27	Netgående hønsehold, konsumæg
	32	11	Slagtekyllinger
	33	11	Slagtekalkuner
Mink	24	33	Minkfarm
Svin	15	11	Svin, produktionsbesætning
Kvæg	12	11	Kødkvægsbesætning
	12	12	Slagtekalvesbesætning
	12	13	Økologisk kødkvægsbesætning
	12	14	Malkekvægsbesætning, traditionel
	12	16	Malkekvægsbesætning, økologisk
	12	18	Slagtekalvesbesætning, specialopdræt

CHR-registret for 2004 danner baggrund for beregning af husdyrtætheder i oplandene. Antallet af husdyr blev aggregeret på bedriftsniveau. SE-nummeret blev anvendt til identifikation af bedrifterne. Antal dyreenheder pr. ha. blev beregnet på baggrund af blokkort samt markplaner for 2004. Inddeling af husdyr i undergrupper ses i tabel B1.

CHR angiver kun antallet af dyr i 1-4 grupper for hver ejendom (for fjerkræ kun 1). En model til omregning fra antal dyr på ejendomsniveau til DE er derfor udviklet. På landsplan afviger modellen i forhold til DE opgjort af Danmarks Statistik med ca. 1 % for hhv. kvæg og svin. Afvigelserne på ejendomsniveau vil være større, hvorfor usikkerheden på oplandet omkring Limfjorden vurderes til at være 2-4 %. For slagtekyllinger og mink er oplysningerne i CHR ikke optimale til beregninger af DE pga. varierende kvalitet i data. Her er der i visse tilfælde foretaget justeringer omkring det aktuelle produktionsniveau.

N-belastninger blev beregnet på baggrund af gødningsregnskaber samt opgørelser over indkøb af handelsgødning for 2004. Inddeling af N-belastninger i undergrupper ses i tabel B2.

Tabel B2 N-grupper

Gruppe	Beskrivelse
N-husdyr	Normproduktion
N-handel	Indkøbt N, handelsgødning
N-total	Normproduktion + handelsgødning – afsat husdyrgødning
N i gødningsregnskab	Total N der indgår i gødningsregnskabet
N total udbragt	N i gødningsregnskab + handelsgødning

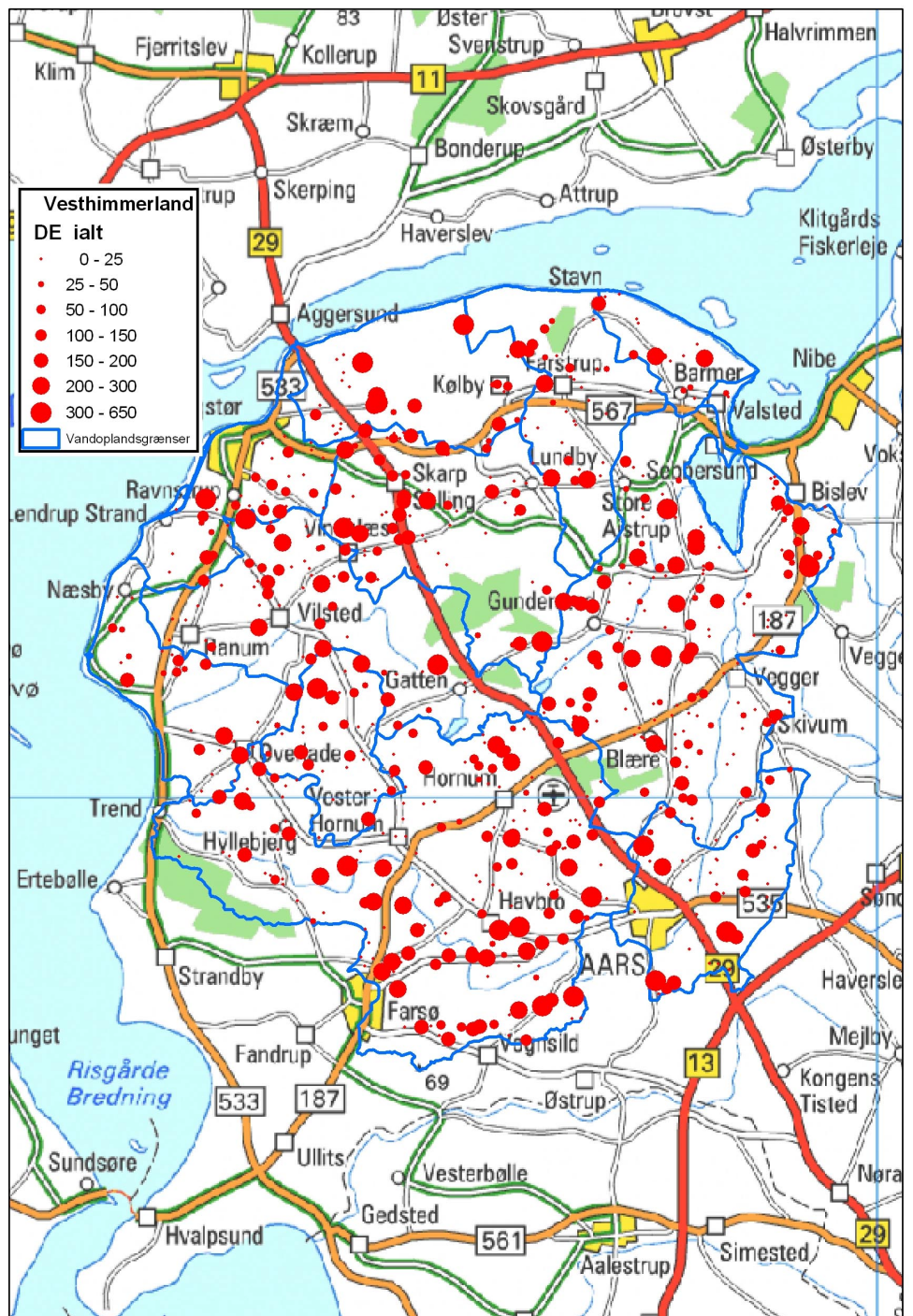
De indledende analyser viste, at fjerkræproduktion kun er repræsenteret i et LOOP-opland, medens mink slet ikke forekommer. Desuden er LOOP-oplandene forholdsvis små, og der er kun relativt få bedrifter, som har jord indenfor LOOP-oplandene. Sidst har mange bedrifter kun en meget lille del af deres jord indenfor oplandene.

De to yderlige oplande i Nord- og Sønderjylland har en relativ høj tæthed af DE-fjerkræ pr. ha. Der er flest fjerkræ i oplandet Vesthimmerland. Desuden er der her en meget høj tæthed af kvæg. Oplandet i Sønderjylland er derimod karakteriseret ved en høj tæthed af fjerkræ samt af svin. Desuden er der i begge områder bedrifter med minkproduktion.

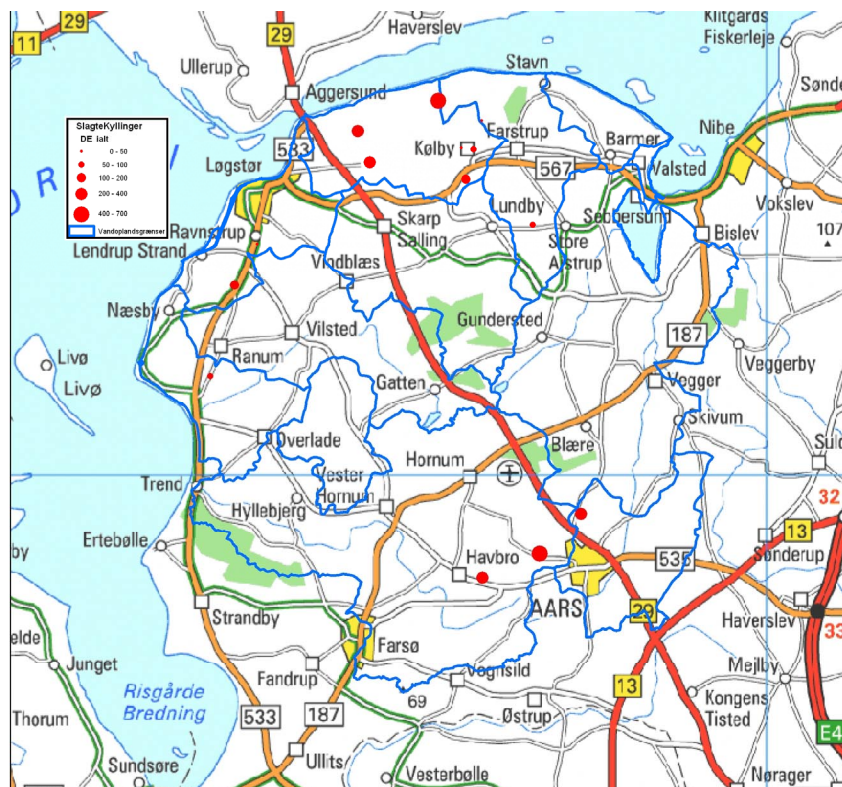
På grundlag af disse analyser, er det valgt at gennemføre de videre analyser for oplandet i Nordjylland, herefter kaldet Vesthimmerland. Oplandet afgrænses mod øst af Sebbesund og Nibe bredning, mod nord af Aggersund, mod vest af Løgstør og Risgaard bredning samt mod syd af Farsø og Aars (se kortbilag).

Bilag 2

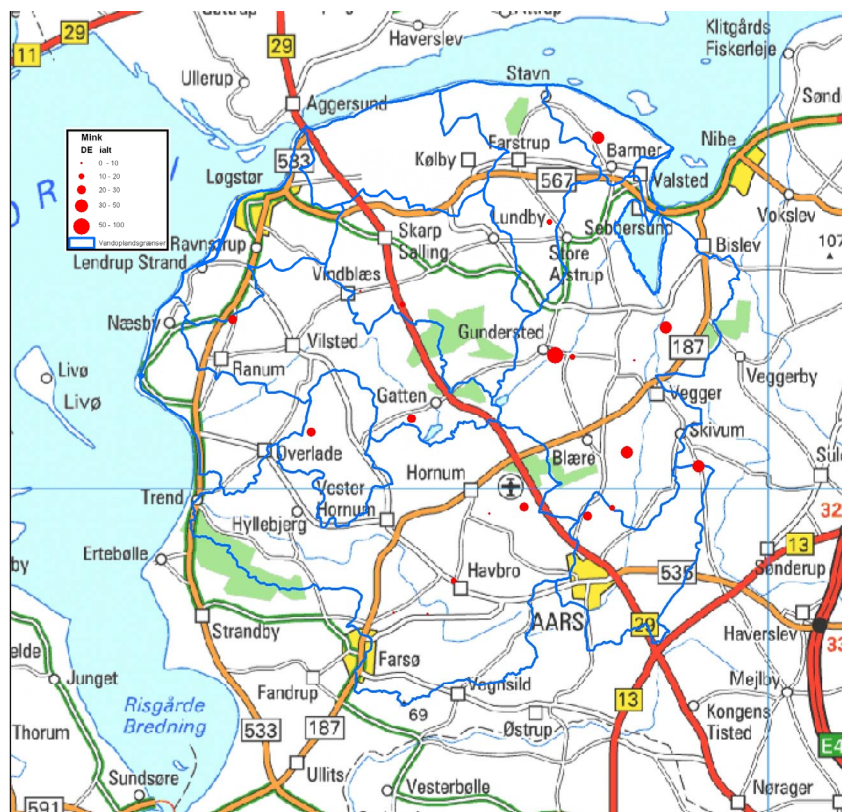
Placering af alle bedrifter i oplandet, Vesthimmerland



Placering af slagtekyllingefarme, Vesthimmerland



Placering af minkfarme i oplandet, Vesthimmerland



Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2005

- Nr. 533: Fate of mercury in the Arctic (FOMA). Sub-project atmosphere. By Skov, H. et al. 55 pp. (electronic)
- Nr. 534: Control of pesticides 2003. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T., Petersen, K.T. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 535: Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Af Dahl, K. (red.) et al. 158 s. (elektronisk)
- Nr. 536: Aromatiske kulbrinter i produceret vand fra offshore olie- og gasindustrien. Test af prøvetagningsstrategi.
Af Hansen, A.B. 41 s. (elektronisk)
- Nr. 537: NOVANA. National Monitoring and Assessment Programme for the Aquatic and Terrestrial Environments. Programme Description – Part 2.
By Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (eds.). 137 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 538: Tungmetaller i tang og musling ved Ivituut 2004. Af Johansen, P. & Asmund, G. 27 s. (elektronisk)
- Nr. 539: Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen.
Af Andersen, L.W. et al. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 540: Cadmiumindholdet i kammusling *Chlamys islandica* ved Nuuk, Vestgrønland, 2004.
Af Pedersen, K.H., Jørgensen, B. & Asmund, G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 541: Regulatory odour model development: Survey of modelling tools and datasets with focus on building effects. By Olesen, H.R. et al. 60 pp. (electronic)
- Nr. 542: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater.
Af Schou, J.S. & Abildtrup, J. 64 s. (elektronisk)
- Nr. 543: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. By Hasler, B. et al. 173 pp. (electronic)
- Nr. 544: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2004, Part 1 Measurements.
By Kemp, K. et al. 64 pp. (electronic)
- Nr. 545: Naturbeskyttelse og turisme i Nord- og Østgrønland. Af Aastrup, P. et al. 131 pp. (electronic)
- Nr. 546: Environmental monitoring at the Nalunaq Mine, South Greenland, 2004.
By Glahder, C.M. & Asmund, G. 32 pp. (electronic)
- Nr. 547: Contaminants in the Atmosphere. AMAP-Nuuk, Westgreenland 2002-2004.
By Skov, H. et al. 43 pp (electronic)
- Nr. 548: Vurdering af naturtilstand. Af Fredshavn, J & Skov, F. 93 s. (elektronisk)
- Nr. 549: Kriterier for gunstig bevaringsstatus for EF-habitatdirektivets 8 marine naturtyper.
Af Dahl, K. et al. 39 s. (elektronisk)
- Nr. 550: Natur og Miljø 2005. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H. (red.) et al. 205 s., 200,00 kr.
- Nr. 551: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA.
Af Ærtebjerg, G. et al. 94 s. (elektronisk)
- Nr. 552: Landovervågningsoplande 2004. NOVANA. Af Grant, R. et al. 140 s. (elektronisk)
- Nr. 553: Søer 2004. NOVANA. Af Lauridsen, T.L. et al. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 554: Vandløb 2004. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.) 81 s. (elektronisk)
- Nr. 555: Atmosfærisk deposition 2004. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 74 s. (elektronisk)
- Nr. 557: Terrestriske naturtyper 2004. NOVANA. Af Strandberg, B. et al. 58 s. (elektronisk)
- Nr. 558: Vandmiljø og Natur 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning.
Af Andersen, J.M. et al. 132 s. (elektronisk)
- Nr. 559: Control of Pesticides 2004. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 32 pp. (electronic)
- Nr. 560: Vidensyntese indenfor afsætning af atmosfærisk ammoniak. Fokus for modeller for lokal-skala.
Af Hertel, O. et al. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 561: Aquatic Environment 2004. State and trends – technical summary.
By Andersen, J.M. et al. 62 pp., DKK 100,00.
- Nr. 562: Nalunaq environmental baseline study 1998-2001. By Glahder, C.M. et al. 89 pp. (electronic)
- Nr. 563: Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters.
By Petersen, J.K. & Hansen, O.S. (eds.) et al. 72 pp. (electronic)

2006

- Nr. 564: Styringsmidler i naturpolitikken. Miljøøkonomisk analyse.
Af Schou, J.S., Hasler, B. & Hansen, L.G. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 567: Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, south Greenland, 2005.
By Glahder, C.M. & Asmund, G. 35 pp. (electronic)
- Nr. 569: Anskydning af vildt. Konklusioner på undersøgelser 1997-2005. Af Noer, H. 35 s. (elektronisk)

(Blank side)

De gennemførte analyser demonstrerer omfanget af miljøkonsekvenserne ved afbrænding af husdyrgødning i et konkret opland, idet det antages at halvdelen af den samlede husdyrgødningsproduktion fra bedrifter med slagtekyllinge- og minkproduktion afbrændes svarende til 1.951 DE eller ca. 4 %. N-udvaskningen i oplandet reduceres med ca. 2 %, medens P-over-skuddet reduceres med ca. 27 %. Endvidere vil afbrændingen af gødning have betydning for emissionerne af ammoniak, og der vil ske en merdeposition af gasformige N-forbindelser i området nær et afbrændingsan-læg. Samlet konkluderes det, at afbrænding af husdyrgødning i dag overvejende må betragtes som en løsningsmulighed for miljøproblemer knyttet til enkelte bedrifter eller et lokalområde. Dette kunne være ved realisering af krav stillet i forbindelse med en miljøgodkendelse, eller opfyldelse af miljømålene for et vandområde omfattet af Vandrammedirektivet.