

# Konsekvensberegning for ammoniak-emissionen fra udbringning af husdyrgødning, som følge af opdatering af data og emissionsfaktorer

---

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 19. november 2020 | 85



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Fagligt notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Kategori: Rådgivningsnotat

Titel: Konsekvensberegning for ammoniakemissionen fra udbringning af husdyrgødning, som følge af opdatering af data for udbringningspraksis of emissionsfaktorer

Forfattere: Mette Hjorth Mikkelsen<sup>1</sup> Rikke Albrektsen<sup>1</sup> Sasha Hafner<sup>2</sup> Tavs Nyord<sup>2</sup> og Sven G. Sommer<sup>2</sup>

Institutioner: <sup>1</sup> DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet  
<sup>2</sup> DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet

Faglig kommentering: Ole-Kenneth Nielsen  
Kvalitetssikring, DCE: Vibeke Vestergaard Nielsen

Ekstern kommentering: Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her:  
[http://dce2.au.dk/pub/komm/N2020\\_85\\_komm.pdf](http://dce2.au.dk/pub/komm/N2020_85_komm.pdf)

Rekvirent: Miljø- og Fødevareministeriet

Bedes citeret: Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Hafner, S., Nyord, T. & Sommer, S.G. 2020. Konsekvensberegning for ammoniakemissionen fra udbringning af husdyrgødning, som følge af opdatering af data for udbringningspraksis of emissionsfaktorer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. – Fagligt notat nr. 2020|85  
[https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet\\_2020/N2020\\_85.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_85.pdf)

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Colorbox

Sideantal: 16

# Indhold

<b>1</b>	<b>Baggrund</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Indledning</b>	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>Beregningsgrundlag</b>	<b>6</b>
3.1	Opdatering af data for landmændenes udbringningspraksis	7
3.2	Opdatering af ammoniak emissionsfaktorer for udbringning af husdyrgødning	8
3.3	Opdatering af emissionsberegning	11
<b>4</b>	<b>Konsekvensberegning</b>	<b>13</b>
<b>5</b>	<b>Mulige metodeforbedringer</b>	<b>15</b>
<b>6</b>	<b>Referencer</b>	<b>16</b>

# 1 Baggrund

Miljø- og Fødevareministeriet har forespurgt om konsekvensberegninger for ammoniakudledningen fra udbringning af husdyrgødning til marken, som følge af opdatering af data for udbringningspraksis samt opdatering af ammoniakemissionsfaktorer for udbringning af flydende husdyrgødning. Opdateringen blev iværksat på opfordring af NEC-udvalget. Landbrugets faglige videns- og innovationshus SEGES samt Aarhus Universitet (DCA og DCE) har i samarbejde udarbejdet forslag til nye aktivitetsdata, mens DCA har udarbejdet forslag til nye emissionsfaktorer. På baggrund heraf har DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, beregnet konsekvensen for ammoniakemissionen fra udbringning af husdyrgødning ved anvendelsen af de opdaterede data for årene 2005 og 2018, sammenholdt med den seneste nationale emissionsopgørelse for landbrugssektoren afleveret i foråret 2020.

## 2 Indledning

Konsekvensberegning for ammoniakemissionen fra udbringning af husdyrgødning til mark er beregnet med anvendelse af opdaterede data for udbringningspraksis såvel som opdaterede data for ammoniakemissionsfaktorer for udbringning af flydende husdyrgødning til mark.

Landbrugets faglige videns- og innovationshus SEGES har bidraget med opdatering af data for landmændenes udbringningspraksis for husdyrgødning, baseret på viden og informationer fra MarkOnline, som er et mark- og gødningsplanlægningsprogram, der benyttes til at lægge gødningsplaner for 80-85 % af det dyrkede areal i Danmark (Birkmose, 2020). De opdaterede ammoniakemissionsfaktorer er udarbejdet af DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, baseret på resultater fra den semi-empiriske model ALFAM2, som bygger på data fra faktuelle målinger af ammoniak emissionen ved udbringning af husdyrgødning til marken (Hafner et al., 2020). De nye ammoniakemissionsfaktorer for flydende husdyrgødning baseret på data fra ALFAM2 kan betragtes som en opdatering af de emissionsfaktorer, som hidtil anvendtes i emissionsopgørelsen, hvis datagrundlag var baseret på en tidligere version af ALFAM (Hansen et al., 2008)

### 3 Beregningsgrundlag

Ud over udbringningstidspunkt og udbringningsmetode er ammoniakemissionen fra udbringning af flydende husdyrgødning også afhængig af om gyllen bliver forsuret eller leveret til biogasproduktion. I tabel 1 ses den samlede gylleproduktion i Danmark, som i 2005 er beregnet til 33 millioner ton, stigende til 39 millioner ton i 2018. Langt den største andel af gylle er ubehandlet. Produktionen af biogasbehandlet gylle i 2005 var relativt begrænset, men i 2018 antages, at 13 % af den samlede mængde gylle leveres til biogasproduktion. Anvendelsen af gylleforsuring er aktuel fra 2011, fordi dette kunne anvendes som alternativ til lovkravet om nedfældning af husdyrgødning i fodergræs og sort jord. De seneste par år har Landbrugspakken åbnet mulighed for øget kvælstoftildeling til marken, hvilket har betydet en nedgang i mængde af forsuret gylle udbragt på øvrige arealer end fodergræs og sort jord. I 2018 antages, at 5 % af den samlede mængde gylle forsures i stald, lager eller ved udbringning. Det bør nævnes at de første staldforsuringsanlæg blev installeret i 1990'erne, men at omfanget var ubetydeligt og at forsuring først blev aktuelt fra år 2011.

Mængden af gylle fra husdyrproduktionen beregnes på baggrund af husdyrproduktionen angivet i Danmarks Statistik og CHR - Det Centrale HusdyrbrugsRegister samt på baggrund af data for gødningens kvælstofindhold angivet i Normtallene varetaget af DCA, Aarhus Universitet (DCA, 2020). Data for udbredelsen af forsuring i tank og ved udbringning er baseret på data fra Danske Maskinstationer & Entreprenører samt Biocover, der er leverandør af forsuringsteknik. Mængden af gylle, der anvendes til biogasproduktion, er baseret på data fra Biomasseindberetning til biogasproduktion (BIB registreret).

**Tabel 1:** Mængde af total gylle fra lageret samt mængde forsuret og leveret til biogasproduktion.

Mio. ton gylle	2005	2018
Kvæggylle	12,0	17,3
Svinegylle	20,0	20,6
Mink gylle	0,8	1,2
Gylle i alt	32,8	39,1
Mio. ton gylle	2005	2018
Forsuret stald, kvæggylle	-	0,3
Forsuret tank/udbringning, kvæggylle	-	1,4
Biogasproduktion, kvæggylle	0,8	2,9
Forsuret stald, svinegylle	-	0,2
Forsuret tank/udbringning, svinegylle	-	0,2
Biogasproduktion, svinegylle	0,7	2,2

I de følgende kapitler gennemgås, hvilke ændringer opdateringen inkluderer samt en beskrivelse af datagrundlaget herfor. Dette efterfølges af en beskrivelse for, hvordan de opdaterede data er anvendt i den nationale emissionsopgørelse ved beregning af ammoniakemissionen fra udbringning af husdyrgødning.

### 3.1 Opdatering af data for landmændenes udbringningspraksis

I forbindelse med NEC-udvalgets arbejde har der været en øget bevilgning rettet mod datagrundlaget, som anvendes i den nationale emissionsopgørelse, herunder datagrundlaget for landmændenes praksis for udbringning af husdyrgødning til marken. Der findes ikke egentlige årlige statistiske opgørelser eller andre registre, som indeholder informationer om udbringningspraksis og derfor er datagrundlaget baseret på relativt få undersøgelser kombineret med et kvalificeret skøn estimeret af SEGES. I sommeren 2020 har SEGES vurderet muligheden for at styrke datagrundlaget for landmændenes udbringningspraksis ved at anvende data fra gødningsplanlægningsprogrammet MarkOnline, hvilket har resulteret i en opdatering af aktivitetsdata for årene 2016-2020 (Birkmose, 2020).

MarkOnline indeholder informationer om planlagt tidspunkt for udbringning af husdyrgødning, mængde samt tildeling til de forskellige afgrødetyper, og i mange tilfælde vil landmand eller konsulent efterfølgende registrere den faktiske udbringning. På baggrund af informationer fra MarkOnline har SEGES udarbejdet et opdateret estimat for udbringningspraksis for 2018 baseret på gennemsnittet af data fra årene 2016-2020. Der er ikke foretaget ændringer i estimeringen af udbringningspraksis for år 2005, fordi analyse af de historiske data i MarkOnline ikke gav anledning hertil.

Hidtil er der i beregningen fra udbringning af flydende gødning alene skelnet mellem kvæg- og svinegylle. For minkgylle antages samme udbringningspraksis som for kvæggylle. I den opdaterede beregning skelnes mellem udbringningspraksis for tre kategorier; ubehandlet gylle, biogasbehandlet gylle og forsuret gylle. I tabel 2 er vist de hidtil anvendte aktivitetsdata (AD) for udbringning af flydende husdyrgødning sammenholdt med de opdaterede AD for ubehandlet gylle. En direkte sammenligning af hidtil anvendt AD og nye AD skal dog tages med forbehold, fordi der i opdaterede AD skelnes mellem udbringning af ubehandlet- og behandlet gylle (biogas + forsuring). Sammenligningen (med forbehold) med de nye AD viser, at en højere andel af gyllen bliver nedfældet og en forskydning i udbringningstidspunktet fra marts til april. For kvæggyllen ses endvidere, at en større andel af gyllen udbringes i voksende afgrøder fremfor på bar jord.

**Tabel 2:** Opdaterede aktivitetsdata (AD) for udbringning af ubehandlet flydende husdyrgødning sammenlignet med data anvendt tidligere, % af total mængde gylle udbragt.

Metode	Afgrodestatus	Udbringningstidspunkt	Kvæggylle		Svinegylle	
			Hidtil anvendte	Opdateret	Hidtil anvendte	Opdateret
			2018	2018	2018	2018
Nedfælder	-	Marts	25	8	14	8
	-	April	30	41	11	24
	+	Marts	4	9	2	2
	+	April	0	9	3	3
	+	Sommer, græsnedfældning	15	19	2	2
	-	Sommer, før vinterraps	3	1	5	3
	+	Efterår	0	2	0	1
	-	Efterår	0	0	0	0
Slæbeslanger	-	Marts	0	0	0	0
	-	April	0	0	0	0
	+	Marts	8	3	14	14
	+	April	6	6	33	30
	+	Maj	5	2	13	9
	+	Sommer	2	0	1	1
	-	Sommer	0	0	0	0
	+	Efterår	2	0	2	3
-	Efterår	0	0	0	0	

### 3.2 Opdatering af ammoniak emissionsfaktorer for udbringning af husdyrgødning

Der er i løbet af foråret og sommeren 2020 blevet beregnet nye emissionsfaktorer (EF) for gylle udbragt i marken. Der foreligger nu et første udkast til en rapport, hvor det beskrives, hvorledes disse er beregnet (Hafner et al., 2020). Denne rapport bliver nu fagfælle vurderet af Dr. Andreas Pacholski (Thünen-Institut für Agrarklimaschutz, Tyskland), seniorforsker. Nicholas John Hutchings (Institut for Agroøkologi - Klima og Vand, Aarhus Universitet) og seniorforsker Steen Gyldenkerne (Institut for Miljøvidenskab - Atmosfæriske Emissioner, Aarhus Universitet). Rapporten kan først offentliggøres og distribueres, når deres kommentarer og kritik er modtaget, og rapporten er blevet revideret i lyset af deres kommentarer. I dette notat gives en kort beskrivelse af, hvorledes vi forventer EF vil ændre sig i forhold til nuværende EF og baggrunden for disse ændringer.

De nye emissionsfaktorer (EF) er generelt lavere end dem, som er blevet benyttet hidtil (Hansen et al., 2008), og især markant lavere for kvæggylle. Ændringerne for de foreslåede nye EF i forhold til de hidtil anvendte er et resultat af, at der i dag er større viden om ammoniakemission fra udbragt gylle kombineret med en mere præcis beregning af EF, hvilket primært skyldes fire forhold, som er kort beskrevet i nedenstående afsnit 3.2.1.

De nye EF er beregnet med ALFAM2-modellen fra 2019 (Hafner et al., 2019), mens grundlaget for beregning af EF i 2008 (Hansen et al., 2008) var modelberegninger med ALFAM-modellen fra 2002 (Søgaard et al., 2002). De to modeller er forskellige og i det følgende er beskrevet de vigtigste punkter, hvor modellerne adskiller sig fra hinanden.



### 3.2.1 Forskelle i modelberegning

ALFAM-modellen er en empirisk model (statistisk), mens der i beregninger med ALFAM2 indgår vigtige fysiske processer i form af transport af ammonium mellem to puljer defineret ved lav- og høj emissionspotentialer, modellen beregner over tid mængden af ammonium i de to puljer og beregner emissionen proportionalt i forhold til fordelingen af mængden af ammonium i disse. På trods af, at begge modeller i nogle tilfælde beregner emissionen for samme veldefinerede kombinationer af gylletyper, klima etc. (uafhængige variable), så medfører den grundlæggende forskel i modelopbygning, at der er forskel på de beregnede EF.

Parametrene i ALFAM modellen blev udviklet ved en statistisk analyse af data i ALFAM-databasen, der indeholdt emissionsdata fra en række Europæiske lande, som var målt med mikrometeorologiske metoder, vindtunneller og andre målemetoder. Kalibrering af ALFAM2 modellen er baseret på ALFAM2-databasen, som omfatter data fra den første database og mange data fra forsøg publiceret efter 2002. Der er tre vigtige forskelle i anvendelsen af databaserne:

- 1) Ved kalibrering af ALFAM2-modellen blev alene data fra mikrometeorologiske målinger anvendt.
- 2) Et stort datasæt fra en undersøgelse, hvor emissionen var overestimeret som følge af måletekniske problemer, er ikke blevet anvendt (Haeni et al., 2016)
- 3) De nye målinger af emissionen fra udbragt kvæggylle er typisk lavere end de, der var blevet målt før 2002. Måleteknologien er blevet forbedret siden tiden før 2002, og de nye målinger må derfor antages at være mere præcise.

Ved udviklingen af ALFAM2 viste det sig, at et land med et "højt ammoniak-emissionspotentiale" bidrog væsentligt til høje EF ved beregning af EF med ALFAM-modellen. Derfor blev data fra forskellige lande vægtet ved kalibreringen af ALFAM2. Dette skete for at udligne effekten af mange målinger fra et enkelt land. Formålet med denne vægtning er at undgå, at data fra et land får stor indflydelse på beregning af emissionen. Hvilket er uønsket, fordi betingelserne for emission i landet kan være væsentligt forskellige fra forholdene i andre, og de mange målinger herfra kan få stor betydning for emissionsestimaterne uden at det udtrykker emissionen i andre lande. Ved udvikling af ALFAM-modellen blev alle data inddraget i den statiske analyse og mange data fra et enkelt land medførte, at forhold her betød relativt meget ved parametrisering.

### 3.2.2 Alle nye emissionsfaktorer er baseret på modellen

Ved beregning af EF i 2008 blev ALFAM-modellen fra 2002 (Søgaard et al., 2002) anvendt til beregning af emissionsfaktorer for slæbeslangeudlagt kvæg og svinegylle. Emissioner fra andre gylletyper og udbringningsteknikker blev beregnet ved at gange emission fra slæbeslangeudlagt gylle med faktorer, der blev estimeret ved brug af information fra danske og udenlandske undersøgelser. I modsætning hertil er alle EF nu beregnet med ALFAM2-modellen. En vigtig forskel til tidligere, hvor den relative forskel i EF ved forskellige behandlinger/teknologier var konstant, så varierer EF nu som funktion af forskellige gylletyper, klima etc., fordi strukturen i ALFAM2 er dynamisk og omfatter de fleste gylletyper, og det bidrager til mere præcis EF.

### 3.2.3 Ændring i ammoniakfordampningsperioden

ALFAM-modellen er en statistisk model, som er udviklet over Michaelis Menten/Monod algoritmen, der indeholder parameteren  $N_{max}$ , som er et udtryk for den maksimale akkumulerede emission til "uendelig tid" efter udbringning. Det er ikke verificeret, hvor præcis denne beregning af emission til uendelig tid er. ALFAM2-modellen kan ikke anvendes til at beregne den maksimale akkumulerede emission til uendelig tid, men til at beregne den akkumulerede emission i op til 72 timer efter udbringning af gylle. Ved at begrænse beregningerne til 72 timer vil emissionen være underestimeret for perioder uden regn, men den gennemsnitlige fejl under disse forhold vil være mindre end 15%, og formentlig endnu mindre fordi emissionen af ammoniak fra udbragt gylle er høj lige efter udbringning og aftager meget derpå (se ALFAM2-databasen; Hafner et al., 2018). Desuden forekommer der i en "gennemsnits-situation" ofte regn i Danmark, inden for 72 timer efter udbringning af gylle. For nogle af gylletyperne og især for svinegylle er dette forhold, dvs. ekstrapolation og anvendelse af  $N_{max}$ , årsagen til, at EF i 2008 var højere end de nuværende EF.

### 3.2.4 Beregning for effekten af vindhastighed er ændret

Vindhastigheden er en uafhængig variabel i begge modeller. Det er kendt af vindhastigheden målt i 10 m er højere end målt tættere ved jorden. Emissionsfaktorerne i 2008 blev beregnet med vindhastigheden målt i 10 m's højde, mens vindhastigheden i de fleste studier, som bidrog med data til ALFAM-databasen, var målt i 2 m's højde. Denne fejl i valg af vindhastighedsdata medførte, at EF i 2008 blev for høje. I ALFAM2 er der korrigeret for denne fejl og EF er blevet beregnet ved at justere vindhastigheden, som måles ved 10 m's højde på DMI's målestationer, til den der findes i 2 m's højde.

Betydelige forskelle i beregnede EF rejser spørgsmålet om hvilken af de beregnede EF, som er mest præcis? Beregninger med den nye proces-baserede ALFAM2-model, som reflekterer fysisk kemiske parametre med indflydelse på ammoniakfordampningen, og som er udviklet ved brug af nye, mere præcise og flere emissionsdata, bidrager med stor sandsynlighed til mere præcis EF end den statistiske ALFAM-model fra 2002.

### 3.2.5 Opdatering af ammoniakemissionsfaktorer

I tabel 3 er vist de ammoniakemissionsfaktorer, som anvendtes i den nationale emissionsopgørelse hidtil sammenlignet med de opdaterede emissionsfaktorer baseret på ALFAM2-modellen. Det ses, at langt de fleste opdaterede emissionsfaktorer er lavere end dem, som er anvendt tidligere, men dog ses højere emissionsfaktorer for nedfældning i bar jord for både kvæg- og svinegylle samt udbringning af svinegylle med slæbeslanger på bar jord i sommer og efterår. Opdateringen med lavere emissionsfaktorer er særlig markant for udbringning med nedfælder i voksende afgrøder, hvor emissionsfaktorerne er reduceret med 60-80 %. Emissionsfaktorerne for udbringning med slangeudlægning er ligeledes reduceret markant i opdateringen med størst reduktion for kvæggylle.

**Tabel 3:** Ammoniakemissionsfaktorer hidtil anvendt sammenlignet med de nye opdaterede faktorer.

Metode	Afgrøde-status	Udbringningstids-punkt	Kvæg			Svin		
			Emissionsfaktor, % af NH <sub>3</sub> -N af TAN udbragt			Emissionsfaktor, % NH <sub>3</sub> -N af TAN udbragt		
			Gamle	Nye	Forskel	Gamle	Nye	Forskel
Nedfælder	-	Marts	1,6	4,4	2,8	0,9	4,6	3,7
	-	April	1,8	5,2	3,4	0,9	5,2	4,3
	+	Marts	24,5	4,4	-20,1	12,8	4,6	-8,2
	+	April	26,7	5,2	-21,5	14,0	5,2	-8,8
	+	Sommer, græsnedfældning	32,0	7,4	-24,6	16,8	6,3	-10,5
	-	Sommer, før vinterraps	2,1	8,1	6,0	1,1	6,6	5,5
	+	Efterår	28,6	7,0	-21,6	15,0	6,1	-8,9
-	Efterår	1,9	7,0	5,1	1,0	6,1	5,1	
Slæbe-slanger	-	Marts	10,7	4,0	-6,7	5,9	3,9	-2,0
	-	April	11,6	5,6	-6,0	6,4	5,0	-1,4
	+	Marts	26,9	8,9	-18,0	14,4	9,5	-4,9
	+	April	28,6	10,0	-18,6	15,3	11,0	-4,3
	+	Maj	26,0	15,0	-11,0	13,9	13,0	-0,9
	+	Sommer	43,2	25,0	-18,2	22,9	17,0	-5,9
	-	Sommer	13,8	13,0	-0,8	7,5	9,2	1,7
	+	Efterår	38,6	21,0	-17,6	20,5	16,0	-4,5
	-	Efterår	12,4	11,0	-1,4	6,8	7,9	1,2

### 3.3 Opdatering af emissionsberegning

Ved beregning af ammoniakemissionen fra udbringning af husdyrgødning anvendes i emissionsopgørelsen en vægtet emissionsfaktor, som tager højde for tidspunktet for udbringning, metode (bredspreddning, slangeudlægning, nedfældning, forsuring), henliggetid (tid fra gyllen udbringes til den indarbejdes i jord) og om udbringningen sker på bar jord eller i voksende afgrøder. Hidtil er der i emissionsopgørelsen anvendt en vægtet emissionsfaktor for henholdsvis svine- og kvæggylle. For minkgylle anvendtes samme vægtet emissionsfaktor som for kvæggylle. Med udgangspunkt i opdateringen af AD (Birkmose et al., 2020) og EF (Hafner et al., 2020) er det muligt, at udvide beregningsmetoden til at omfatte fire forskellige vægtede emissionsfaktorer for henholdsvis kvæg/mink- og svinegylle; ubehandlet gylle, biogasbehandlet gylle, forsuret gylle i stald/tank og forsuret gylle i mark (tabel 4).

For hver af de vægtede emissionsfaktorer angivet i tabel 4 er der taget højde for en given udbringningspraksis (Birkmose et al., 2020), dvs. på baggrund af data fra MarkOnline har SEGES vurderet, hvordan og hvornår gyllen er udbragt, hvilket gør, at man ikke nødvendigvis direkte kan sammenholde de forskellige vægtede emissionsfaktorer. Eksempelvis ses, at de vægtede emissionsfaktorer for forsuret kvæggylle i marken er højere sammenlignet med ubehandlet gylle. Dette skyldes ikke, at forsuring øger emissionen, men kan forklares i forskellen i udbringningspraksis, fordi mere end halvdelen af det forsurede gylle udbringes i voksende afgrøder i maj-juli, hvor emissionsfaktorerne er relative høje sammenlignet med ubehandlet gylle, hvor ca. 65 % bliver nedfældet i foråret, hvor emissionen er lavere.

Der skelnes ikke mellem om, det biogasbehandlede gylle er svine- eller kvæggylle, hvilket skyldes, at der på nuværende tidspunkt ikke er datagrundlag tilgængeligt, der gør det muligt at skelne mellem gødningstyper. Bioforgasning er dog mest udbredt for kvæggylle. De betydeligt højere vægtede emissionsfaktorer sammenlignet med ikke behandlet gylle, må fortrinsvis tilskrives de højere emissionsfaktorer og i mindre grad forskelle i udbringningspraksis for ikke behandlet og bioforgasset gylle. I tabel 4 ses, at ammoniakemissionen for biogasbehandlet gylle er betydeligt højere end for ikke behandlet eller forsuret gylle.

**Tabel 4:** Vægtede emissionsfaktorer for ammoniakemissionen fra udbringning af flydende husdyrgødning, baseret på opdaterede aktivitetsdata (AD) og emissionsfaktorer (EF).

kg NH <sub>3</sub> per kg TAN* udbragt	Kvæg- og minkgylle		Svinegylle	
	2005	2018	2005	2018
1. Ubehandlet gylle	8,36	6,14	9,21	8,70
2. Biogasbehandlet gylle	18,68	13,15	18,68	13,15
3. Forsuret gylle i stald		6,90		3,93
4. Forsuret i tank		6,90		3,93
5. Forsuret gylle i mark		9,65		5,38

\*TAN er forkortelsen af Total Ammonium Nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NH<sub>3</sub>)

## 4 Konsekvensberegning

I konsekvensberegningen er set på ændringer i den samlede emission fra landbrugssektoren for årene 2005 og 2018, som følge af opdatering af udbringningspraksis, som i sammenhæng med emissionsopgørelsen benævnes som aktivitetsdata (AD), samt opdatering af ammoniakemissionsfaktorer (EF). Konsekvensberegningen er sammenlignet med ammoniakemissionen opgjort i den seneste nationale opgørelse for landbrugssektoren afrapporteret i 2020 (Nielsen et al., 2020). 2005 afrapporteringen er relevant, fordi det udgør basisåret for reduktionskravet i NEC-direktivet og Göteborgprotokollen, som har til formål at nedbringe luftforurening for dermed at reducere utilsigtede skader for miljø og sundhed.

Konsekvensberegningen med de opdaterede data for udbringning medfører, at ammoniakemissionen er 3,6 kt lavere i 2005 i forhold til den seneste afrapporterede nationale opgørelse afleveret i 2020 (Sub2020), jvf. tabel 5. Reduktionen svarer til en lavere udledning på 4 % af den totale ammoniakemission fra landbrugssektoren i 2005. Konsekvensberegningen for år 2018 viser ligeledes en reduktion på 4,9 kt NH<sub>3</sub>, svarende til en reduktion på 7 % af den samlede udledning fra landbrugssektoren i 2018. Beregningen med de opdaterede data har alene en indflydelse på ammoniakemissionen for udbringning af husdyrgødning, og har således ikke indflydelse på udledninger af ammoniak fra de øvrige kilder.

Den mest betydende årsag til, at opdateringen resulterer i et fald i ammoniakemissionen i forhold til den hidtil opgjorte nationale opgørelse er, at de opdaterede emissionsfaktorer er betydeligt lavere end de tidligere anvendte. Det bør dog pointeres, at der i konsekvensberegningen også er taget højde for en ændring i ammoniakemission fra den gylle, der biogasbehandles, hvilket ikke hidtil har været inkluderet i den nationale opgørelse. Ændringer i gyllens sammensætning af tørstofindhold, ammoniumindhold og pH værdi, som følge af biogasbehandlingsprocessen, fører til ændringer i ammoniakemissionen og de opdaterede emissionsfaktorer for ammoniak fra biogasbehandlet gylle viser en øget emission i forhold til ubehandlet gylle (Hafner et al., 2020).

På trods af, at der i emissionsopgørelsen er inkluderet en stigning i ammoniakemissionen fra biogasbehandlet gylle, viser det samlede resultat af konsekvensberegningen et samlet fald i emissionen, fordi de nye emissionsfaktorer generelt er betydeligt lavere end dem, som den seneste emissionsopgørelse var baseret på.

**Table 5:** Ammoniakemission fra landbruget for år 2005 og 2018 afrapporteret i 2020 (Sub2020) sammenlignet med emissionsberegning ved anvendelse af opdaterede aktivitetsdata og emissionsfaktorer for udbringning af flydende husdyrgødning (Opdaterede AD og EF).

NFR*	Ammoniakemission, kt NH <sub>3</sub>	Sub2020		Opdaterede AD og EF		Forskel	
		2005	2018	2005	2018	2005	2018
3B	Husdyrgødning (stald og lager)	47,11	35,20	47,11	35,20	-	-
3Da1	Handelsgødning	6,52	7,01	6,52	7,01	-	-
3Da2a	Husdyrgødning udbragt	20,85	20,56	17,27	15,66	-3,58	-4,90
3Da2b	Slam udbragt	0,35	0,53	0,35	0,53	-	-
3Da2c	Øvrig organisk gødning	0,19	0,38	0,19	0,38	-	-
3Da3	Græssende dyr	3,99	3,42	3,99	3,42	-	-
3De	Voksende afgrøder	5,34	5,44	5,34	5,44	-	-
3F	Markafbrænding	0,13	0,12	0,13	0,12	-	-
3I	NH <sub>3</sub> -behandlet halm	0,26	0,16	0,26	0,16	-	-
3	Landbrugssektor total	84,74	72,83	81,16	67,93	-3,58	-4,90

\*NFR - Nomenclature for Reporting, koder anvendt til afrapportering af den nationale emissionsopgørelse.

I opdateringen af ALFAM2-modellen er der sket en udvidelse i antallet af måledata, inkludering af flere variable samt en vægtning af måledata i relation til lokaliteten, hvor målingen er foretaget. Det vurderes, at de nye emissionsfaktorer baseret på resultatet af ALFAM2-modellen (Hafner et al., 2020), er betydeligt mere solidt funderet og i højere grad reflekterer de danske klima- og landbrugsmæssige forhold, sammenlignet med de emissionsfaktorer der hidtil er anvendt i den nationale emissionsopgørelse, og som var baseret på den tidligere version af ALFAM-modellen (Hansen et al., 2008).

## 5 Mulige metodeforbedringer

Det er af stor vigtighed at understrege, at konsekvensberegningen ikke inkluderer effekten fra eventuelle ændringer i ammoniumindholdet i den andel af gyllen, der bliver biogasbehandlet. Det må forventes, at ammoniumindholdet i den biogasbehandlet gylle vil stige som følge af mineralisering af organisk bundet kvælstof, der konverteres til uorganisk kvælstof og dermed indgår i TAN, hvilket medfører en højere ammoniakemission. Det er ikke muligt på nuværende tidspunkt at estimere ændringerne i TAN (Total Ammonium Nitrogen ( $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ))-indholdet i den gylle, som biogasbehandles, men der er ifølge litteraturen eksempler på, at der kan forekomme en stigning i TAN-indholdet på op til 30 % (Henrik Møller, pers. komm.). Antages en 30 % stigning på TAN-indholdet i den biogabehandlet gylle, vil der under forudsætning af en alt-andet-lige betragtning, ligeledes ske en stigning i ammoniakemissionen på 30 %. Dette vil betyde en yderligere stigning i emissionen på 0,39 kt  $\text{NH}_3$  i 2005 og 0,76 kt  $\text{NH}_3$  i 2018 i forhold til den emission, der er angivet i konsekvensberegningen (tabel 5). Umiddelbart kunne det forventes, at mer-emissionen i 2018 var endnu højere, fordi mængden af gylle til biogasproduktion i perioden 2005-2018 er mere end tredoblet, men forklaringen skal ses i lyset af, at der samtidig er sket en ændring i udbringningspraksis. En langt større andel af den bioforgassede gylle nedfældes i 2018 sammenlignet med 2005, og derfor er emissionsfaktoren dermed også faldet fra 2005 til 2018, se tabel 4.

## 6 Referencer

Birkmose, Torkild, 2020. Aktivitetsdata for udbragt husdyrgødning, 2016-2020. SEGES notat juni 2020.

DCA, 2020. Generelle normtal kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning. Institut for Husdyrvidenskab, Aarhus Universitet. Tilgængeligt på internettet (august 2020): <https://anis.au.dk/forskning/sektioner/husdyrernaering-og-fysiologi/normtal/>

Haeni, C., Sintermann, J., Kupper, T., Jocher, M., Neftel, A., 2016. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. *Atmos. Environ.* 125, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.069>

Hafner, D. S., Nyord, T., Sommer, S.G., 2020. Calculation of Danish emission factor for ammonia from field-applied liquid manure for 1980 to 2020 and beyond. Internt udkast til DCA rådgivningsrapport, endnu ikke udgivet.

Hafner S.D., Pacholski A., Bittman S., Burchill W., Bussink W., Chantigny M., Carozzi M., Générumont S., Häni C., Hansen M.N., Huijsmans J., Hunt D., Kupper T., Lanigan G., Loubet B., Misselbrook T., Meisinger J. J., Neftel A., Sommer S.G. 2018. The ALFAM2 database on ammonia emission from field-applied manure: Description and illustrative analysis. *Agricultural and Forest Meteorology.* 258, 66-79. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.027>

Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Carozzi, M., Chantigny, M., Générumont, S., Häni, C., Hansen, M.N., Huijsmans, J., Kupper, T., Misselbrook, T., Neftel, A., Nyord, T., Sommer, S.G., 2019. A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmos. Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.11.034>

Hansen, M.N., Sommer, S.G., Hutchings, N. & Sørensen, P., 2008: Emissionsfaktorer til beregning af ammoniak-fordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet, rapport nr. 84. <https://pure.au.dk/portal/files/2424282/djfh84.pdf>

Henrik B. Møller, 2020. Personlig kommunikation. Seniorforsker ved Institut for Ingeniørvidenskab, Aarhus Universitet.

Nielsen, O-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkerne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2020. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 559 pp. Scientific Report No. 369 <http://dce2.au.dk/pub/SR369.pdf>

Søgaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry—the ALFAM model. *Atmos. Environ.* 36, 3309–3319. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00300-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00300-X)