

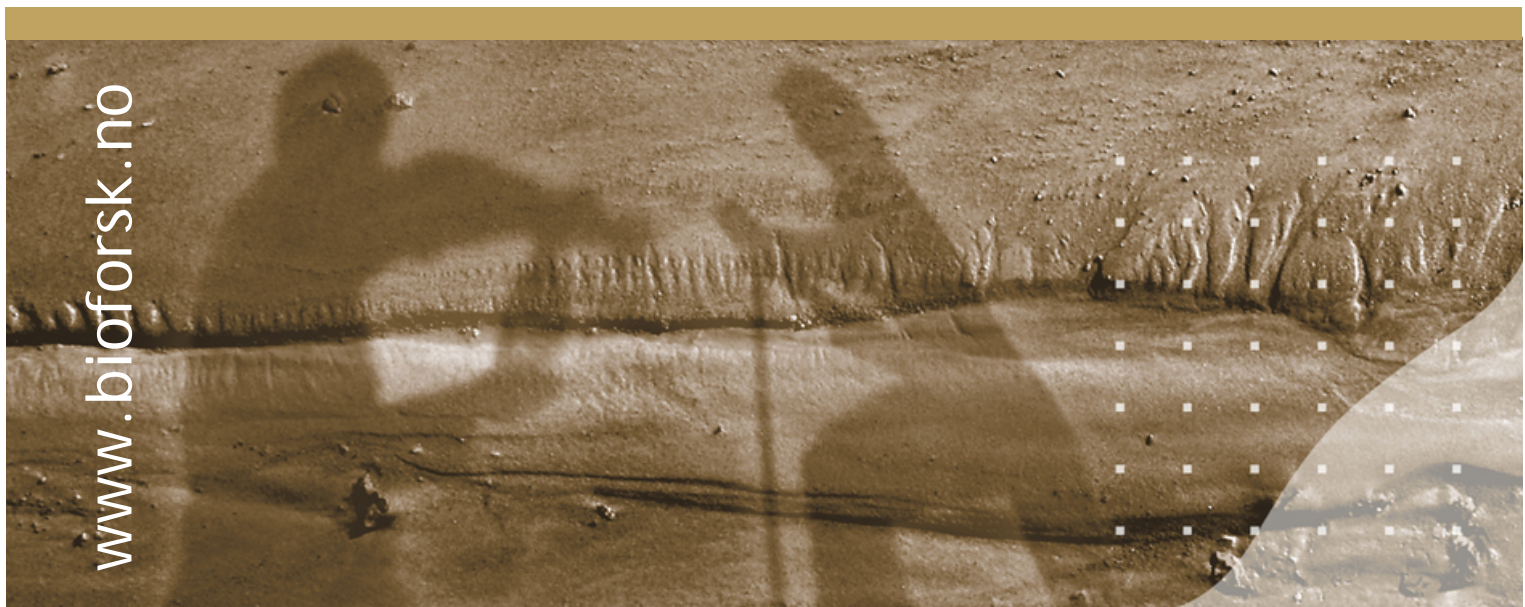
Bioforsk Rapport

Vol. 4 Nr. 188 2009

Reduserte nitrogenutslipp gjennom bedre spredningsrutiner for husdyrgjødsel

Sissel Hansen¹, John Morken², Lars Nesheim³, Matthias Koesling¹, Gustav Fystro⁴

¹Bioforsk Økologisk Tingvoll, ²Universitetet for Miljø- Biovitenskap, ³Bioforsk Midt-Norge Kvithamar, ⁴Bioforsk Øst Løken





Hovedkontor/Head office
 Frederik A. Dahls vei 20
 N-1432 Ås
 Tel.: (+47) 40 60 41 00
 post@bioforsk.no

Bioforsk Jord og Miljø
 Fredrik A. Dahls vei 20
 1432 Ås
 Tel.: (+47) 40 60 41 00
 Lillian.Oygarden@bioforsk.no

<i>Tittel/Title:</i> Reduserte nitrogenutslipp gjennom bedre spredningsrutiner for husdyrgjødsel
<i>Forfatter(e)/Author(s):</i> Sissel Hansen ¹ , John Mørken ² , Lars Nesheim ³ , Matthias Koesling ¹ , Gustav Fystrø ⁴ , 1Bioforsk Økologisk, 2Universitet for Miljø- og Biovitenskap, 3Bioforsk Midt- Norge Kvithamar, 4Bioforsk Øst Løken.

<i>Dato/Date:</i> 22.12.2009	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 2110547	<i>Saksnr./Archive No.:</i> 2008/1166-1/621.6
<i>Rapport nr./Report No.:</i> 188/2009	<i>ISBN-nr./ISBN-no:</i> 978-82-17-00598-8	<i>Antall sider/Number of pages:</i> 45	<i>Antall vedlegg/Number of appendices:</i> Ingen vedlegg
<i>Oppdragsgiver/Employer:</i> Statens forurensingstilsyn (SFT)		<i>Kontaktperson/Contact person:</i> Per Fjeldal	
<i>Stikkord/Keywords:</i> Lystgass, drivhusgasser, nitrogen, N ₂ O, gjødsel, ammoniakktap, nitrogenbalanser Nitrous oxide, GHG, manure, nitrogen, mitigation, ammonia, nitrogen balances		<i>Fagområde/Field of work:</i> Landbruk- miljøeffekter Agriculture- environmental effects	
<i>Sammendrag:</i> Denne rapporten er gjort på oppdrag for SFT sitt prosjekt Klimakur 2020. Den belyser faktorer som bidrar til redusert N-effektivitet i husdyrproduksjon og risikoen for utslipp av lystgass. Hovedvekt er lagt på muligheter for bedre utnytting av husdyrgjødsel og fokus på å se hele gardsdrifta i sammenheng; økt lagerkapasitet for lokalt å kunne sikre vårspredning av husdyrgjødsel; bedre handtering av husdyrgjødsel og gjødselplanlegging. Da det meste av gjødsla spres om våren og sommeren vil bedre lagerkapasitet i seg selv ikke være nok til å bedre utnyttningen av husdyrgjødsel generelt. Økt fokus på optimale spredetidspunkt og spredemengder for gjødsel og bedre spredestyr vil kunne redusere risiko for ammoniakktap betydelig. Det totale N-tapet og risikoen for lystgassutslipp er avhengig av at det tas hensyn til N i husdyrgjødsel i gjødslingsplanlegginga. De fleste melkeproduksjonsgårder i Norge har i dag et netto overskudd av nitrogen. Plantenes mulighet til å utnytte tilført nitrogen og forutsetningene for lystgassutslipp er også påvirket av forholdene i jorda. I våt - dårlig drenert- jord og i pakket jord reduseres utnyttelsen, nitrogeneffektiviteten og faren for tap øker.			
<i>Summary:</i> This report is delivered to the SFT project "Klimakur 2020". It focus on factors important for reducing N-efficiency in animal production and possibilities of reducing the risk of losses of nitrous gases. Main focus is on possibilities of better utilization of manure, increased storage capacity, better spreading techniques, better fertilizer planning. Utilization of nitrogen for plant production and risk of losses are also dependent on soil conditions. In wet soil with insufficient drainage and soil compaction the utilization of nutrients is reduced and risk of losses increased.			
<i>Land/Country:</i>	Norge		
<i>Sted:</i>	Ås, Tingvoll, Stjørdal, Løken		

Godkjent / Approved

Prosjektleder / Project leader

Lillian Øygarden

Sissel Hansen

Lillian Øygarden

Sissel Hansen

Forord

Denne rapporten er laget på oppdrag for SFT og er gjennomført i nært samarbeid mellom Bioforsk og Universitetet for miljø- og biovitenskap, (UMB), Institutt for matematiske realfag og teknologi. Den er basert på litteraturstudium og tidligere egen forskning. Vi har fordelt ansvaret slik:

Sissel Hansen: Hovedansvarlig, lystgass, N-balanser i melkeproduksjon.

Matthias Koesling: Status for nitrogen gjødsling i Norge

Lars Nesheim: Hovedtrender i bruk av husdyrgjødsel i Norge og på regionnivå i dag.

John Morken: Ammoniakk tap, bedre utnytting av husdyrgjødsel.

Gustav Fystro: Gjødslingsplanlegging

Rapporten er basert på tilsagn til forprosjekt fra SFT datert 8. desember 2008.

Tingvoll 1/12-2009



Sissel Hansen

Innhold:

Forord	4
1. Bakgrunn og avgrensing	7
2. Status for nitrogengjødning i Norge	7
2.1. Kunstgjødning	8
2.2. Husdyrgjødsel	10
2.3. Totalmengde N tilført	12
2.4. N-balanser per daa i Norge og på regionnivå, eksempler fra melkeproduksjon	13
3. Hovedtrender i bruk av husdyrgjødsel i Norge og på regionnivå	16
3.1. Husdyrtetthet	16
3.2. Mengde husdyrgjødsel, lagring, vanntilsetning og bruk	16
3.3. Vanlige spredemetoder for husdyrgjødsel i Norge	18
3.3.1. Betydning av ulike spredemetoder	20
3.4. Spredemetoder i andre land	20
3.5. Forskrifter for håndtering av husdyrgjødsel	20
3.6. Bruk av husdyrgjødsel i fire nedbørfelt i JOVA-programmet	21
3.6.1. Spredetidspunkt	23
4. Farer for gasstap av nitrogen	25
4.1. Utslipp av ammoniakk (NH ₃)	26
4.1.1. Grunnleggende teori	26
4.1.2. Ammoniaktap beregnet på fylkesnivå	28
4.2. Utslipp av lystgass (N ₂ O)	30
4.2.1. Faktorer som påvirker utslipp av lystgass fra jord og gjødning	31
4.2.2. Økologisk og konvensjonelt	33
4.2.3. Biologisk nitrogenfiksering	33
4.2.4. Eksempler på tiltak som kan redusere utslipp av lystgass	33
5. Tiltak i andre land for å redusere N-tap	35
5.1. Danmark	37
5.2. Sverige	38
5.3. Tyskland	38
6. Mulige tiltak og virkemidler for bedre utnytting av tilført nitrogen	39
6.1. Kartlegging av N-balanser og N-effektivitet på ulike typer melkeproduksjonsbruk	39
6.2. Kartlegging av biologisk nitrogenfiksering; både på økologisk og konvensjonelt drevne garder	40
6.3. Tiltak til å forbedre N-effektiviteten	40
6.3.1. Tiltak i føring og håndtering av grovfôr	40
6.3.1.1. Økt selvforsyning av fôr	40

6.3.1.2.	Bedre utnytting av produsert grovfôr	40
6.3.1.3.	Redusert innhold av N i fôr	40
6.3.2.	Bedre håndtering av husdyrgjødsel	41
6.3.2.1.	Bedret lagerkapasitet og gunstigere spredetidspunkt	41
6.3.2.2.	Spredestyr og spredemåter	41
6.3.2.3.	Biogassfermentering	42
6.3.3.	Bedret jordforhold	42
6.3.3.1.	Bedret drenering	42
6.3.3.2.	Redusert jordpakking	42
6.3.3.3.	Kalking av sur jord	43
6.3.4.	Tilpassett N-gjødsling for å redusere utslipp	43
6.3.4.1.	Justering av N-gjødsling til norm	43
6.3.4.2.	Justering av N-norm	43
6.3.4.3.	Gjødslingsplanlegging med beregning av næringsstoffbalanser og bedre verktøy ..	43
6.3.4.4.	Evaluering av økonomiske rammebetingelser for melkeproduksjon med tanke på reduserte N-tap	44
7.	Oppsummering og prioritering av tiltak	44
8.	Referanser	45

1. Bakgrunn og avgrensning

Globale, sannsynlige menneskeskapt klimaendringer er en av vår tids største miljøutfordringer. Regjeringen har forpliktet seg til betydelige reduksjoner av norske klimagassutslipp frem mot 2020, og alle sektorer i samfunnet med utslipp av betydning må være forberedt på å bidra til å oppfylle de oppsatte mål. SFT gjennomfører prosjektet Klimakur 2020 der en utreder muligheter for reduksjon av klimagasser. Denne rapporten er et av bidragene der en har utredet landbrukets muligheter til reduksjoner av risikoen for tap av lystgass.

I følge det norske utslippsregnskapet bidrar landbruket med ca 9 % av de menneskeskapt klimagassutslippene i Norge. Utslipp av klimagasser fra landbruket kan fordeles på flere kilder, der utslippene fra spredning av gjødsel ikke er ubetydelig. De estimerte utslipp fra landbruket er i stor grad basert på beregninger (IPPC -offisielle metodikk) som ofte er beheftet med betydelig usikkerhet. Det er gjort svært få målinger av utslipp av drivhusgasser fra norsk landbruk og estimatene bygger i stor grad på utenlandske resultat. Det betyr at både status for utslipp er usikkert og også de estimerte effekter av tiltak. Det er et stort behov for dokumentasjon og målinger av de ulike prosesser for norske forhold.

Denne rapporten har fokus på lystgass (N_2O) og faktorer som påvirker nitrogentap og utslipp av lystgass fra husdyrgårder. Norsk offisiell statistikk estimerer at utslippet av lystgass bidrar til ca 45 % av utslipp fra norsk landbruk. Ammoniakkfordamping og nitrogenavrenning er viktige årsaker til nitrogentap og dermed til dårlig utnytting av tilført nitrogen. Dette resulterer både i indirekte utslipp av lystgass og økt behov for N-gjødsling. Rapporten har i et eget kapittel sett nærmere på tap av ammoniakk. Data for nitrogenavrenning er ikke vurdert i denne rapporten. Rapporten peker på faktorer som bidrar til økte utslipp i forbindelse med husdyrproduksjon og har hovedvekt på husdyrgjødselhandtering. Fordi det er en nær sammenheng mellom utslipp av lystgass og hvor effektivt nitrogen nyttes i landbruket, og fordi alt nitrogen som tapes ut av jordbruksystemet kan bidra til økte utslipp av lystgass andre steder, er N-balanseberegninger for norsk jordbruk tatt med. Etter ønske fra SFT er det også tatt med data for bruk av nitrogen i kunstgjødsel i Norge.

Vi har valgt å konsentrere oss om melkeproduksjon i grovførdistrikt. Dette skyldes at det er størst konsentrasjon av husdyr i grovførdistrikt, og det er en større utfordring å få en effektiv utnytting av nitrogenet i husdyrgjødsel i områder med mye eng enn der gjødsel kan moldes ned i åpen åker. Melkeproduksjon er den dominerende produksjonen her.

Fordi denne rapporten har hovedfokus på husdyrgårder og husdyrgjødsel belyser den hverken utslipp av lystgass fra produksjon av kunstgjødsel, utslipp fra åkerproduksjon generelt eller bruk av grønnngjødsel. Den tar heller ikke opp generelle tiltak for å bedre nitrogenutnytting i norsk jordbruk, men konsentrerer seg om tiltak som er relevante i grovførdistrikt. I denne rapporten er det ikke gjort noen kostnadsberegninger av foreslåtte tiltak. Rapporten er fulgt opp i et nytt prosjekt der ulike tiltak og kostnader er vurdert (Øygarden et al. 2009).

2. Status for nitrogengjødsling i Norge

Det gjødsles med nitrogen for både å øke jordfruktbarheten, øke livet i jorda og for å gi plantene næring. De viktigste nitrogenkildene på jordbruksareal er kunstgjødsel, husdyrgjødsel, atmosfærisk nedfall og biologisk fiksering. For perioden 1988 til 1991 analyserte Bleken og Bakken (1997) nitrogenkretsløpet for norsk landbruk. Basert på denne undersøkelsen bidro kunstgjødsel med 10,3 kg N/daa, husdyrgjødsel med 6,8 kg N/daa, atmosfærisk nedfall med 0,8 kg N/daa og biologisk fiksering med 0,5 kg N/daa.

Nitrogenbalanser (N-balanser) settes opp for å se på differansen mellom tilførsel av nitrogen per dekar og nitrogen som er igjen etter at avlingen er fjernet. Som tidsperiode brukes her kalenderåret. Nitrogenbalanser kan gjøres på forskjellige nivåer, alt fra skifte-, gardsnivå, region eller land. Er tilførselen større enn det som er igjen på arealet blir det betegnet som overskudd, i motsatt tilfelle som underskudd. Er det et nitrogenoverskudd, kan dette lagres i jorda, tapes som avrenning til vassdrag, eller fordampe som ammoniakk. Lagring i jorda kan bidra til å øke jordfruktbarheten, inngå i oppbygging av organisk materiale og til å gi næring til etterfølgende vekster¹, men det vil alltid være et potensial for avrenning, utvasking og gasstap. Danske og tyske forskere anser at overskudd av nitrogen ved en næringsregnskap på gardsnivå gir en mer egnet indikator på avrenningspotensialet enn prosent av tilført nitrogen (Kyllingsbæk and Hansen 2007; Nieder 2008). Mengde nitrogenoverskudd bestemmer potensialet for avrenning eller fordampning av nitrogen når det tas hensyn til mulig lagring i eller frigjøring av nitrogen i jorda. Ved gjentatt nitrogenoverskudd gjennom mange år vil andel av tilført nitrogen som kan bindes i jorda reduseres. En nitrogenbalanse gir bedre informasjon om mengde nitrogen som sannsynligvis tapes enn mengde tilført nitrogen da det i en nitrogenbalanse justeres for hvor mye nitrogen som blir fjernet med avlingen. Høye avlinger i forhold til brukt mengde nitrogen gir mindre nitrogenoverskudd enn lavere avling ved samme nitrogenmengde. Bleken og Bakken (1997) fant et nitrogenoverskudd på 13,3 kg N/daa for norsk landbruk som helhet.

Når en beregner N-balanse for hele landet må en basere seg på statistiske data. I denne rapporten er data fra Mattilsynet, SSB, Eurostat og FAO brukt. Store forskjeller mellom regioner, produksjoner, fra gard til gard og mellom skifter kommer ikke fram i tabellene da det er oppgitt gjennomsnittstall. Slike data gir mulighet til å sammenligne land og å se på historiske utviklinger. I avsnitt " 5. Tiltak i andre land for å redusere N-tap" er det vist nitrogenbalansen for 15 EU-land. Det er imidlertid viktig å vite om det er sammenlignbare data og kvalitet på data når slike sammenligninger blir gjort.

Det kan være store forskjeller mellom regioner lokalt og når en ser på landsnivå. Det er derfor viktig å ha gode statistiske data over status og endringer i husdyrholdet i Norge, eks mellom regioner, ved samdrifter med større husdyrhold, endringer i foring(innhold av gjødsla), endringer i bruk av husdyrgjødsel, husdyrgjødsel brukt til biogass, husdyrgjødsel brukt på egen eiendom eller transportert ut av distrikt for å nevne noen slike tema. Dette er særlig viktig dersom en vil basere anbefalinger og virkemidler på eks næringsbalanseoversikter.

2.1. Kunstgjødsel

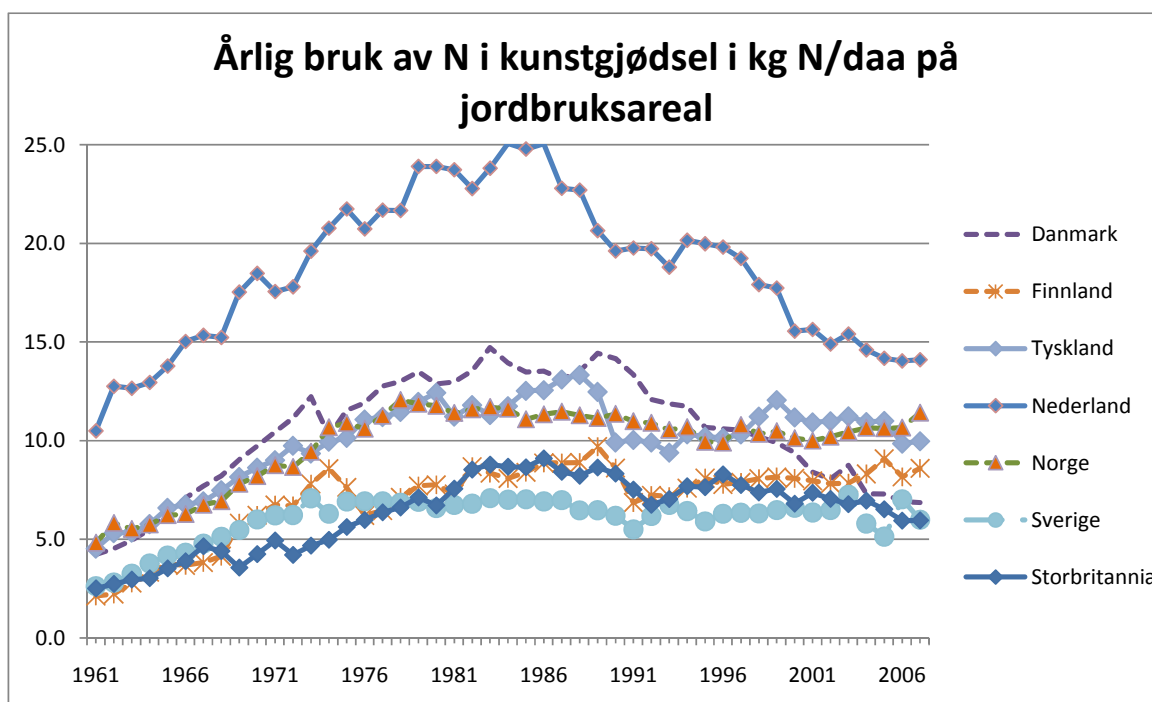
Data fra FAOSTAT (2008), Mattilsynet² og SSB er brukt til å se på utviklingen i bruk av nitrogen i kunstgjødsel på jordbruksareal i Norge og andre europeiske land over en tidsperiode på 45 år. En utfordring ved slike tidsserier er at grunnlaget for datainnsamlingen forandres. En må derfor være varsom med bruk av slik statistikk og være klar over viktige forutsetninger som kan endres over kort tid. Til tross for standardisering mellom landene kan det være forskjeller i hvilke arealer som inkluderes som jordbruksareal. Stor andel ekstensiv drevne arealer reduserer gjødslingsnivået i gjennomsnitt for hele landet. Nye rutiner kan føre til brudd i tidsrekkene. Før 2003 rapporterte FAO kunstgjødselbruken for Norge basert på "Data reported on country official publications or web sites (Official) or trade country files", etter 2003 data fra "Official data (both reported and/or mirror)".

¹ Nieder (2008) fant at ved å øke pløedybden fra 25 til 35 cm i Tyskland økte mengden organisk materiale i jorda. Fra 1970 til 2000 økte innholdet med ca 1 t C/daa og 100 kg N/daa på løssjord ved planteproduksjonsgarder og med ca 2 t C/daa og 200 kg N/daa på garder med sandjord og husdyrhold. I 2000 ble det nådd en ny likevekt og lagringen av C og N i jorda stoppet opp.

² <http://www.mattilsynet.no/planter/gjodslers/omsetningsstatistikker>

Denne overgangen fører til at tallene for bruk av nitrogen i kunstgjødsel etter 2003 ligger vel 20 % under tall som ble rapportert før. I figuren er det brukt tall fra SSBs Landbruksundersøkelser.

Årsaker til variasjon i bruk av kunstgjødselnitrogen: I mange europeiske land økte bruken av nitrogengjødsel sterkt fra 1960 til 80-tallet. Denne økningen ble ofte drevet fram av offentlig støtte og ofte ønske om økt produksjon, økt selvforsyningsgrad eller støtte til landbruket. Med økende overskudd av landbruksprodukter og mer fokus på miljøeffektene av intensiv bruk av innsatsfaktorer i landbruket, innførte EU ulike tiltak for å redusere produksjonen på 80-tallet. Noen eksempler er: Melkekvoter, brakkløpstilskudd og lavere priser for mange produkter fra landbruket. Bønder ble samtidig anbefalt å redusere bruken av kunstgjødsel og til å bruke gjødslingsplaner. Det ble lavere produsentpriser i EU, særlig på planteprodukter. Det førte igjen til mindre bruk av nitrogengjødsel siden det ble mindre lønnsomt å få fram høye avlinger.



Figur 1: Årlig bruk av N i kunstgjødsel i kg N/daa på jordbruksareal fra 1961 til 2006 for sju europeiske land. Beregningene er basert på tall for årlig bruk av N i kunstgjødsel på landsbasis og jordbruksareal fra <http://faostat.fao.org>. Fra jordbruksareal ble tall for areal under omlegging og økologisk drevet trukket fra; kilde <http://www.organic-world.net/373.html>. Norske tall for N i kunstgjødsel ble kontrollert mot tall fra <http://www.mattilsynet.no/planter/gjodslers/omsetningsstatistikker>.

I beregningen er det gått ut fra at nitrogenholdig kunstgjødsel bare brukes på jordbruksareal som ikke er under omlegging til økologisk drift eller drives økologisk. Figuren viser at bruken av nitrogen i kunstgjødsel økte betraktelig fra 60-tallet til og med midten av 80-tallet i mange land. Fra slutten av 80-tallet har bruken av nitrogen i Nederland og Danmark blitt kraftig redusert. Høyeste forbruk av nitrogen i kunstgjødsel i Norge skjedde på slutten av 70-tallet.³

³ Tallene fra FAO er for 2003 19 % lavere enn for 2002 og 21 % lavere enn tall fra SSB og Mattilsynet. Også senere år fortsetter tall fra FAOSTAT på lavere nivå enn nasjonal statistikk fra Mattilsynet og SSB viser. Grunnen til dette ser ut til å være overgangen hos FAOSTAT fra bruk av tall fra nasjonale statistikker til svar på skjemaer som sendes til nasjonale statistiske organisasjoner.

En lineær regresjon for tidsseriene fram til 2003 for landene i denne studien viste at en økning i hveteprisen økte bruken av N-gjødsel. Denne sammenhengen var signifikant på 5 % nivå, bortsett fra i Finland (Koesling 2005). Denne korrelasjonen og forholdsvis høyere produktpriser for landbruksprodukter vil, i henhold til produksjonsteorien, gjøre det mer lønnsomt for norske bønder å bruke mer av innsatsfaktoren kunstgjødsel enn for bønder i de andre landene. Hvetepris ble brukt som indikator for korn på grunn av god datatilgang. Resultatene må imidlertid brukes med forsiktighet, siden andel av jordbruksareal med hvete i de utvalgte landene bare var mellom 1 og 12% i 1961, og økte til mellom 6 og 23 % i 2002.

Effekten av N-gjødselprisen på N-gjødselbruken var ikke så tydelig som hveteprisen. Som forventet var en høyere N-gjødselpris negativt korrelert med N-gjødslinga i Danmark, Finland og Sverige (signifikansnivå <10 %). I Frankrike og Storbritannia var høyere N-gjødselpris positivt korrelert med N-gjødslinga. En positiv korrelasjon kan ha forskjellige årsaker. Den første er at vesentlige forklarende elementer ikke ble tatt med i beregningen. En mulig forklaring kan være markedsmekanismer. EU-landa har ikke faste priser for kunstgjødsel. Stor etterspørsel et år kan føre til høyere priser. Da er altså ikke den høyere prisen grunnen for økt etterspørsel men omvendt: Høy etterspørsel har resultert i høyere priser.

2.2. Husdyrgjødsel

I løpet av 16 år (1992 til 2008) har det skjedd store forandringer i forhold til antall husdyr i Norge (tall fra SSB, som inkluderer bedrifter som søkte om produksjonstilskudd). Mens antall melkekyr gikk betraktelig ned fra 336.000 til 261.000 i dette tidsrommet og for melkegeit fra 62.600 til 39.000, økte antall ammeku fra nesten 12.000 til 54.000 og for påsett av slaktekylling fra 16,9 mill til 50,6 mill dyr.

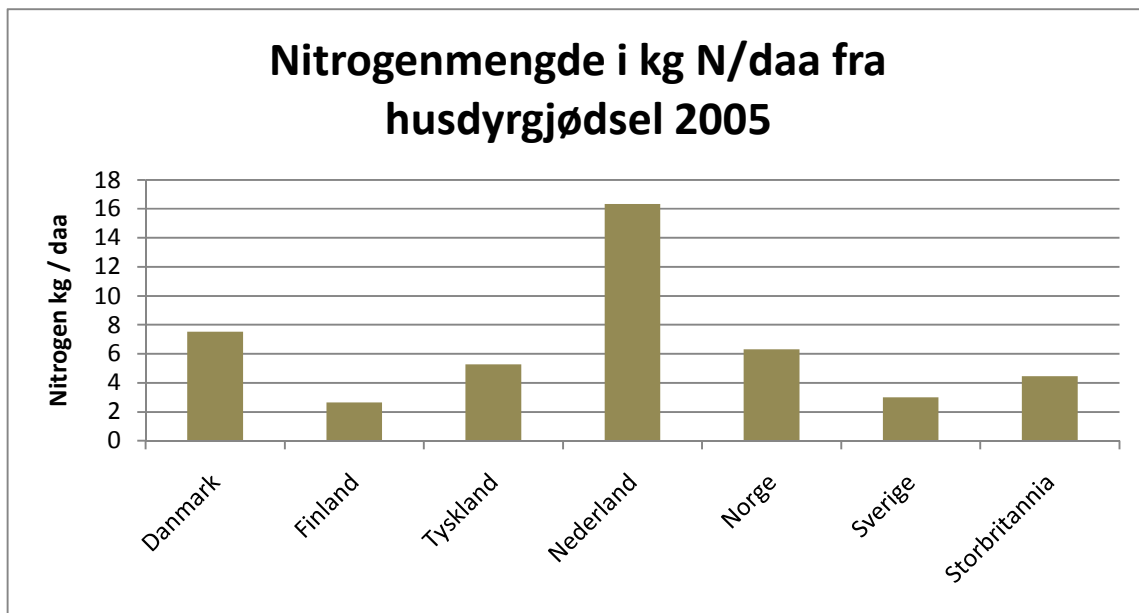
Beregningene gir grunnlag til å anslå at gjennom husdyrene ble det skilt ut 64.500 tonn totalnitrogen i 2008 (Antall husdyr er tatt fra SSB 2008 og verdi for nitrogeninnhold fra husdyrgjødsel fra (Bleken & Bakken 1997)). I beregningene er det ikke tatt med gjødsel fra hest, pelsdyr og fjørfe utenom verpehøns og slaktekylling. Dessuten er gjødselnitrogen som sau skiller ut på fjellbeite ikke tatt med.

Beregningene av innholdet av næringsstoffer i husdyrgjødsel for ulike husdyrslag er basert på norske forsøk som nå begynner å bli relativt gamle og der datagrunnlaget også var sparsomt da de ble utarbeidet. Det gjøres derfor oppmerksom på at Mattilsynet i 2010 vil gjennomføre en revisjon av husdyrgjødsel forskriften der også innholdet i ulike typer husdyrgjødsel vil bli gjennomgått. For denne rapporten har vi brukt de standardiserte beregningene, men det er klart at endringer i innhold også vil ha betydning for næringsbalanseregnskap som beregnes.

Figur 2 viser hvor mye nitrogen som produseres i form av husdyrgjødsel i noen land. Mengdene er gjennomsnittsberegninger basert på antall storfe, sau, geit, gris, verpehøner og slaktekylling. Pga flere dyreslag enn det som er tatt med i beregningene (hest, gås, kalkun, pelsdyr med mer) er den totale gjødselproduksjonen større enn beregningene viser. En antar at all husdyrgjødsel blir fordelt på alt jordbruksareal, noe som ikke er tilfelle. Som det ble vist i tabellen før, er husdyrtettheten ulik i fylkene. På samme måte finnes regioner med sterk husdyrtetthet i andre land, som for eksempel i Tyskland i regionen som ligger nær grensen til Nederland. Tabell 1 viser hvor mye

Riktighet av tallene fra Mattilsynet ble etter forespørsel bekreftet. SSB var hittil ikke klar over at det ble et "brudd" mellom 2002 og 2003 og vil undersøke grunnen til dette. En mulig årsak til den store endringen fra 2002 til 2003 kan skyldes at SSB ikke har rapportert innhold av N i hvert gjødselslag til FAO, og FAO da velger å bruke standardverdier for N-innhold.

nitrogen dyrene i enkelte fylker skilte ut i form av gjødsel i 2008. I tabellen oppgis totalnitrogen, ikke effektivt nitrogen⁴ som oftest brukes til å sette opp gjødslingsplaner.



Figur 2. Nitrogenmengde i kg N/daa fra husdyrgjødsel 2005. Beregninger er gjort ut ifra gjennomsnittlig mengde produsert husdyrgjødsel og nitrogeninnhold beregnet på antall dyr (begrenset til storfe, sau, geit, gris og høner) og landbruksareal fra FAOstat på landsbasis i 2005 (<http://faostat.fao.org/site/573/DesktopDefault.aspx?PageID=573>; lastet ned den 2.2.2009).

På økologiske gårder er det i gjennomsnitt mindre husdyrgjødsel per daa enn på konvensjonelle gårder. I snitt for alle gårder registrert i Debio-ordningen den 31.12.2009 har vi beregnet at det var 5,0 kg N i husdyrgjødsel per dekar jordbruksareal. Her er både hest, mjølkeku, ammeku, andre storfe, vinterfôra sau, mjølkegeit, avlspurker, slaktesvin, verpehøner og slaktekylling regnet med. Det er gått fra samme produksjon av næringsstoff per dyr som i Bleken og Bakken (1997).

Det er to usikkerhetsfaktorer knyttet til denne beregningen. Mange garder som er med i Debio-ordningen har både konvensjonell og økologisk produksjon på garden. Selv om all eller deler av jorda drives økologisk er det ikke nødvendig at husdyrholdet drives på samme måte. Kraftfôrinnkjøp (og dermed import av næringsstoffer) kan på slike garder være høyere enn på garder der både jord og husdyr er lagt om til økologisk drift. Mengde husdyrgjødsel og dermed nitrogenmengde brukt, kan være underestimert da noen i tillegg til gjødsel fra egen gård importerer husdyrgjødsel fra andre garder.

Regelverket for økologisk drift (http://www.debio.no/_upl/veileder_b.pdf) tar utgangspunkt i at det skal være en balanse mellom jord planter og dyr på en gard og setter grenser for tillatt mengde gjødsel og fôr importert til gården (side 6). Største tillatte antall dyr per daa ved økologisk produksjon (ved konvensjonell produksjon i parentes) er for melkekyr 0,20 (0,25), ammekyr 0,30 (0,37), vinterfôra sauer ved 4 måneder utmarksbeite 1,75 (1,75) og verpehøns 20 (20). Dermed kan

⁴ "Total nitrogen: Alt utskilt nitrogen i husdyrgjødsel, inkluderer både organisk bundet N og lett-løselige forbindelser som ammonium (NH₄). Effektivt nitrogen: Lettløselige N-forbindelser i husdyrgjødsel. Gjødselvirkningen av effektivt N i husdyrgjødsel kan i prinsippet direkte sammenlignes med tilsvarende mengde handelsgjødsel N." Fra (Bjørlo and Schøning 1997) side 5. For melkeku oppgis en produksjon av 82 kg N/år totalnitrogen, mens samme gjødselmengde inneholder 36 kg N/år effektiv nitrogen. For vinterfôra sau er verdiene 13 og 8,5 kg N/år.

en forvente at mengde nitrogen fra husdyr er mindre på økologiske garder enn gjennomsnittet for alle garder i Norge. Men også her er det fylkesvis variasjon.

2.3. Totalmengde N tilført

Jordbruksareal i Norge ble i 2004/2005 i gjennomsnitt gjødslet med 16,5 kg N/daa av dette var 10,2 kg N/daa i kunstgjødsel og 6,3 i husdyrgjødsel (tabell 1). Mest nitrogen ble det tilført i Rogaland (21 kg N/daa), Møre og Romsdal og Nord-Trøndelag (20 kg N/daa).

Kunstgjødsel som inneholder nitrogen er ikke tillatt ved økologisk drift. Derfor ble areal for sertifisert økologisk drift for hvert fylke trukket fra jordbruksarealet i dette fylket. Det er heller ikke tillatt å bruke kunstgjødselnitrogen på areal under omlegging, men data for fylkesnivå er ikke tilgjengelig.

Tabell 1: Kg N per dekar fra husdyr og kunstgjødsel (husdyrgjødsel er mengde skilt ut fra dyr, kunstgjødsel er mengde kunstgjødsel kjøpt inn). Verdiene er beregnet på grunnlag av antall dyr i hvert fylke i 2004/05 ved bruk av tall fra SSB (<http://www.ssb.no/emner/10/04/10/jordhus/tab-2008-04-15-03.html>; lastet ned den 26.02.2009). Koeffisienter for nitrogen per dyr ble hentet fra Bleken og Bakken 1997 for å beregne nitrogenmengde per dekar jordbruksareal (hentet fra SSB samme dato fra <http://www.ssb.no/emner/10/04/10/jordbruksareal/tab-2008-11-26-03.html>).

Fylke	Kg nitrogen skilt ut i husdyrgjødsel	Gjennomsnittlig nitrogenmengde i husdyrgjødsel i kg/ daa jordbruksareal	Kg N/daa fra kunstgjødsel 2004/05 - konvensjonelt areal	Sum nitrogen fra husdyr og kunstgjødsel i kg/daa
Østfold	2 254 200	3,0	12,2	15,2
Akershus og Oslo	1 614 590	2,0	11,3	13,3
Hedmark	4 955 845	4,7	10,5	15,2
Oppland	7 074 071	6,7	9,3	16,1
Buskerud	1 696 318	3,2	9,9	13,2
Vestfold	1 464 417	3,6	11,1	14,6
Telemark	1 020 283	4,0	9,4	13,4
Aust-Agder	635 626	5,7	10,1	15,8
Vest-Agder	1 349 383	7,0	9,9	16,9
Rogaland	12 264 811	12,3	8,9	21,2
Hordaland	3 224 162	7,8	6,4	14,1
Sogn og Fjordane	3 891 329	8,5	7,7	16,2
Møre og Romsdal	4 769 337	8,2	11,8	20,0
Sør-Trøndelag	5 115 511	6,7	11,1	17,9
Nord-Trøndelag	6 807 028	7,7	12,1	19,8
Nordland	4 266 121	7,2	9,2	16,5
Troms	1 514 082	5,8	8,0	13,8
Finnmark	536 547	5,5	8,5	14,0
Hele landet	64 453 660	6,3	10,2	16,5

2.4. N-balanser per daa i Norge og på regionnivå, eksempler fra melkeproduksjon

Basert på driftsgranskingene fra Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) 2007 (<http://www.nilf.no/Driftsgranskinger/Bm/2007/hoved.shtml>) er det gjort en foreløpig beregning av handelsbalanser av nitrogen på gårdsnivå for gårder med melkeproduksjon i typiske grovfjorddistrikt i Norge (Tabell 1). Handelsbalanser er lik N innkjøpt til garden minus N solgt i produkt. Handelsbalanser vil avvike fra bruttobalanser på skiftenivå.

De foreløpige beregningene tyder på at det kjøpes inn mer nitrogen i kraftfôr på en gjennomsnittlig melkeproduksjonsgard enn det som selges i melk og kjøtt.

Beregnet gjødselmengde per daa ut i fra driftsgranskene til NILF er lavere enn mengde gjødsel for sammenlignbare bruk oppgitt i Dekningsbidragskalkylene fra NILF¹⁾. Dette skyldes trolig at overflatedyrka beite er inkludert i totalt jordbruksareal oppgitt i driftsgranskingene, mens dekningsbidragskalkylene er beregnet ut i fra fulldyrket eng. Det er også vanskelig å vite hvilke gjødsel og kraftfôrtype som er brukt og pris.

Følgende forenklinger er gjort i de foreløpige beregningene:

- Alt korn selges, alt kraftfôr kjøpes inn
- Ser bort fra grovfôr som gis eller fås fra nabo
- Ser bort fra husdyrgjødsel som gis eller fås fra nabo
- Regner ikke med kraftfôr brukt til ungdyr og okser
- Ser bort fra kjøp og salg av livdyr
- Ser bort fra biologisk nitrogenfiksering
- Ser bort fra annen N-tilførsel

Beregninger av mengde N solgt:

Kg N i mjølk: mengde omsatt mjølk i liter^{α)} x 1,03 kg/l (tetthet) x 3,8 % (protein % =snitt i husdyrkontrollen) / 6.25 (andel N i protein)

Kg N i kukjøtt: (Produksjonsinntekt kukjøtt^{α)} /pris kukjøtt uten tilskudd^{α)}) x 2 (for å få levende vekt) x 0,025 (N andel i levende dyr)

Kg N i annet storfekjøtt: (Produksjonsinntekt annet storfekjøtt^{α)} /pris annet storfekjøtt uten tilskudd^{α)}) x 2 (for å få levende vekt) x 0,025 (N andel i levende dyr)

^{α)}= data fra NILF sine driftsgranskinger 2007, Hovedtabell 17a. Drift og driftsresultat på bruk med melk og melk/storfeslakt

Beregninger av mengde N kjøpt:

I kunstgjødsel: Kostnad for kunstgjødsel =kostnad for innkjøpt mengde handelsgjødsel og kalk er oppgitt av NILF^{α)} minus kostnad for kalk (Vi har brukt tabell 13a fra NILF for å estimere andel kalk og antar samme % som for alle bruk i området). Type kunstgjødsel som er brukt er estimert ut fra NILF sine dekningsbidragskalkyler. Mengde kunstgjødsel er beregnet ut fra pris på antatt dominerende gjødseltype i gjeldende distrikt.

Kraftfôr: Mengde kraftfôr er regna ut fra kostnader til kraftfôr i NILF sin driftsgransking og gjennomsnittlig kraftfôrpris i 2007 henta i fra Statens landbruksforvaltning (2008). Proteininnholdet er satt til 19% av tørrstoffet. Feilkilder her er proteininnholdet og prisen. Proteinholdet er avhengig

av kraftfôrtype, og prisen varierer mellom landsdeler. SLF sin pris er et veid gjennomsnitt. Mengde N kjøpt inn med "anna fôr" er regna ut ved å bruke samme pris per kg N som for kraftfôr. Dette er feil, men sannsynligvis utgjør feilen en liten del av totalkjøpet av N.

Tabell 2: Handelsbalanser oppgitt i kg N per daa på gårdsnivå (N innkjøpt - N solgt i produkt) for gårder med melkeproduksjon på Østlandet utenom flatbygder, Jæren, Vestlandet (Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal), Trøndelag utenom flatbygder og Nord-Norge (Nordland, Troms og Finmark).

	Østlandet andre bygder	Jæren	Vest- landet	Trøndelag andre bygder	Nord-Norge
Nitrogen solgt					
Melk	2,1	4,1	2,6	2,3	2,0
Kjøtt	0,9	1,5	0,9	1,0	0,7
Korn	0,2	0,1	0,2	0,5	0,0
Nitrogen kjøpt					
Kraftfôr + anna fôr	7,3	14,4	9,9	8,4	8,4
Gjødsel	11,3	17,5	12,0	10,6	8,8
Handelsbalanse N u/kjøpt gjødsel	4,2	8,7	6,3	4,5	5,6
Handelsbalanse N m/kjøpt gjødsel	15,4	26,2	18,3	15,1	14,4

Mengde innkjøpt N beregnet ut fra NILF sine dekningsbidragskalkyler og anbefalte normer for N-gjødsling til eng gitt av Bioforsk (Fystro et. al 2008) er i samme størrelsesorden dersom det ikke tas hensyn til N tilført med husdyrgjødsel. Nitrogenet i husdyrgjødsel kommer dermed i tillegg. Ut i fra dette kan det tyde på at det er store N-overskudd i handelsbalansen på gjennomsnittlige melkeproduksjonsgårder. Bleken et. al (2005) oppgir N-overskudd per kg N i produkt, N kjøpt, N solgt og tilført via biologisk nitrogenfiksering på noen mjølkeproduksjonsgårder (Tabell 3). Disse dataene viser at det er stor forskjell mellom gårder. Dette illustrerer behovet for å gjøre beregninger ut fra forholdene på det enkelte bruk og at generelle oversikter på lands og fylkesnivå ikke gir grunnlaget for planlegging av hvordan den enkelte bonde kan utnytte nitrogenet best mulig.

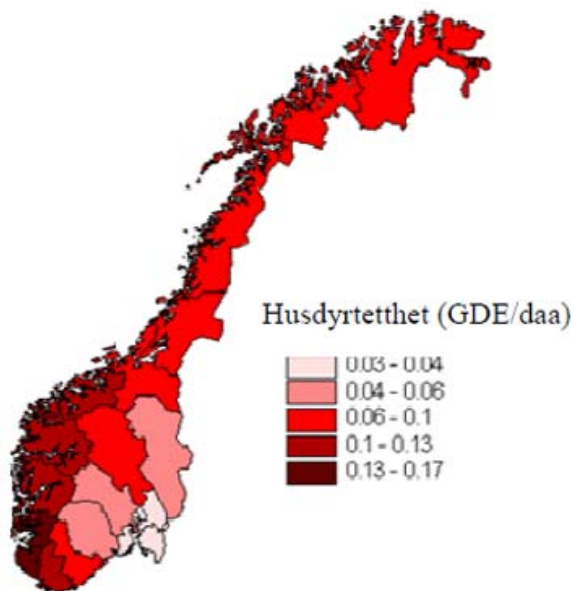
Tabell 3: Mengde Nitrogenoverskudd i kg N per kg N i produkt (N overskudd), kg N solgt i mjølk og kjøtt per daa (N solgt), kg N kjøpt i kraftfôr per daa (N kraftfôr), kg N kjøpt i kunstgjødsel per daa (N kunstgjødsel), kg N per daa biologisk fiksert ved belgvekster på noen mjølkeproduksjonsgårder. Gård1. Frydenhaug: en økologisk drevet modellgård på UMB, Ås, Gard 2. Sørås: en konvensjonelt drevet modellgård på UMB, Ås, Gard 3. Gjennomsnitt av de 25 % minst N-intensive garder i en gruppe garder i Sunnhordland n=20; Gard 3. Gjennomsnitt av de 25 % mest N-intensive garder i en gruppe garder i Sunnhordland n=20. Etter Bleken et. al 2005.

	N overskudd	N solgt	N kraftfôr	N kunstgj.	Biologisk N fiksert
	pr kg produkt	pr daa	pr daa	pr daa	pr daa
Gård 1	2,3	1,7	0,2	0	4,2
Gård 2	4,1	4,7	6,3	13,4	3,1
Gård 3	3,3	3,0	3,9	6,4	0
Gård 4	5,8	4,1	7,2	17,5	0

3. Hovedtrender i bruk av husdyrgjødsel i Norge og på regionnivå

3.1. Husdyrtetthet

Det er stor variasjon i husdyrtetthet mellom de ulike regionene i Norge. Størst er konsentrasjonen på Jæren og på Vestlandet, mens den er lavest rundt Oslofjorden.



Figur 3: Midlere husdyrtetthet for de enkelte fylkene i Norge i 2003 oppgitt som gjødseldyrenheter (GDE) per daa jordbruksareal. En GDE tilsvarer gjødsel fra ei mjølkeku. Figuren er basert på data fra Bioforsk sin Jorddatabank og SSB 2003 (Øgaard 2008).

3.2. Mengde husdyrgjødsel, lagring, vanntilsetning og bruk

I tabell 4 er det vist mengde husdyrgjødsel fra storfe og gris i de ulike fylker. Dette er mengde husdyrgjødsel produsert og er ikke det samme som mengde husdyrgjødsel spredd på jordet.

Antall dyr i 2008 (SSB, 2008) og gjennomsnittlig mengde gjødsel per dyr (korrigert for beitetider), slik det er brukt i "Potensialstudie for biogass i Norge" (Raadal et al. 2008) er bakgrunn for disse tallene. Det må presiseres at beregningene er usikre, og det kan nevnes at datamodellen som SSB bruker til å beregne ammoniakkutslipp opererer med en beregnet gjødselproduksjon på ca. 15 mill. tonn (mot ca. 12,4 mill. tonn i disse beregningene), men SSBs modell for ammoniakkutslipp gir ikke mulighet til å splitte opp materialet på dyreslag.

Tabellen viser at det er Rogaland, Oppland og Nord-Trøndelag som har størst mengde storfejødsel, mens Rogaland og Nord-Trøndelag skiller seg klart ut med hensyn til størst mengde gjødsel fra gris. Tabellen viser dessuten at storfejødsel utgjør 56 %, mens gris utgjør 30 % av all gjødsel. 20 % av all gjødsel ble produsert i Rogaland, mens Nord-Trøndelag og Oppland produserte hhv 11 og 10 % av gjødsla. Gruppen "resten av dyr" innbefatter hest og fjørfe.

Tabell 4: Mengde husdyrgjødsel fra storfe og gris i ulike fylker i 2008, oppgitt i tonn per år. Tallene er estimert ut fra dyretall per 1. januar 2008 (Statistisk sentralbyrå 2008).

Fylke	Storfe	Svin	Sau og geit	Andre dyreslag	Sum
Østfold	150 971	306 936	3 348	95 897	557 152
Oslo og Akershus	147 809	188 294	7 673	40 453	384 230
Hedmark	425 789	444 823	46 432	92 471	1 009 515
Oppland	803 222	309 473	89 785	27 440	1 229 920
Buskerud	168 838	49 853	35 641	28 996	283 328
Vestfold	89 996	272 052	3 267	46 056	411 371
Telemark	82 541	69 684	23 381	15 934	191 540
Aust-Agder	63 216	31 428	12 020	10 238	116 902
Vest-Agder	164 921	25 973	19 643	11 893	222 430
Rogaland	1 184 750	960 082	155 252	127 223	2 427 307
Hordaland	329 940	68 083	82 198	26 485	506 706
Sogn og Fjordane	423 897	59 033	85 815	11 265	580 010
Møre og Romsdal	645 423	67 169	53 787	20 107	786 485
Sør-Trøndelag	665 198	103 435	49 822	54 180	872 635
Nord-Trøndelag	767 520	561 442	33 964	59 704	1 422 628
Nordland	484 773	153 466	73 607	14 443	726 289
Troms	135 772	31 723	54 411	5 993	227 899
Finnmark	66 760	7 440	9 247	1 996	85 443
Sum	6 801 338	3 710 388	839 293	690 773	12 041 791

Statistisk sentralbyrå gjennomførte i 2000 en utvalgsundersøkelse for å kartlegge praksis rundt lagring og bruk av husdyrgjødsel. Utvalg, metoder og resultat er omtalt av Gundersen og Rognstad (2001). Formålet med undersøkelsen var å gi myndighetene et bedre grunnlag for å vurdere tiltak som kan redusere ammoniakktutslippet fra jordbruket. Det ble beregnet at av total mengde husdyrgjødsel kom 64 % fra enheter med storfe. Svinehold sto for 12 % av husdyrgjødsel. Om lag 75 % av gjødsel ble lagret som bløtgjødsel, i gjødselkjeller (67 %) eller i kum med og uten tak (8 %). Totalt ble det spredd husdyrgjødsel minst én gang på 3,65 millioner dekar jordbruksareal, noe som tilsvarer 47 % av jordbruksarealet i drift på enheter med husdyr. I Rogaland og i Trøndelag var tilsvarende andel nær 60 %. På eng og beite ble det i 2000 spredd i alt 10,9 millioner m³ gjødsel. I alt ble det spredd husdyrgjødsel minst én gang på 2,56 millioner dekar eng og beite, av dette ble 2,23 millioner dekar gjødsel om våren, 1,65 millioner dekar gjødsel om sommeren og 0,26 millioner dekar om høsten. I gjennomsnitt ble det spredd 2,8 m³ gjødsel per dekar om våren og om lag 2,4 m³ ved senere tidspunkt. Det ble tilsatt vann til om lag 75 % av husdyrgjødsel som ble spredd på eng og beite. Driftsenheter med storfe som viktigste husdyrslag tilsatte vann til 79 % av gjødsel. Tilsvarende tall for andre husdyrslag var: svin 67 %, sau og geit 65 %, fjørfe 71 % og hest og pelsdyr 49 %. Det var 19 800 driftsenheter som tilsatte vann til gjødsel. Av disse var det ca 75 % som tilsatte mindre enn 1 del vann til 1 del gjødsel.

I utvalgsundersøkelsen kom det fram at det ble spredd husdyrgjødsel minst én gang på i alt 1,19 millioner dekar åpen åker. To tredjedeler av gjødsel i åpen åker ble spredd om våren, med en middels tilføring på 3,6 m³ gjødsel per dekar. I alt 60 % av gjødsel ble moldet ned fra 4 til 12 timer etter spredning.

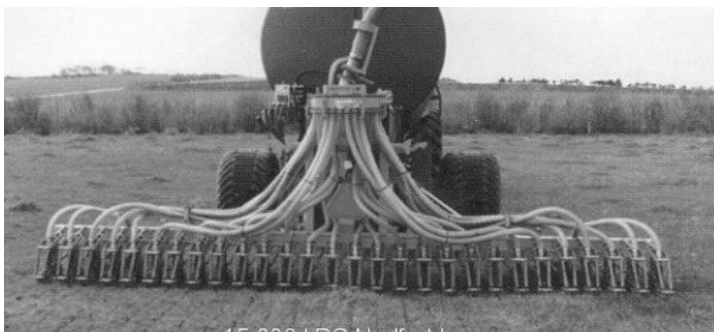
Siden år 2000 har det skjedd en del strukturendringer i norsk landbruk, med samdrift og større enheter som et viktig stikkord. Vi vet ikke hvordan dette har slått ut på lagerkapasitet, spredetidspunkt og spredemåte av husdyrgjødsel da det ikke har vært undersøkt siden da.

3.3. Vanlige spredemetoder for husdyrgjødsel i Norge

- **Gjødselvogn for spredning av fast gjødsel.** Spesialspreder for fast gjødsel. Brukes mest til fast sau- og fjørfegjødsel og talle fra ulike dyreslag. Det blir ikke brukt trykk, men mekanisk spredning.
- **Breispreder (bladspreder eller fanespreder) for spredning av bløtgjødsel, med og uten vogn.** Metode for spredning av bløtgjødsel, med og uten vanntilsetning. Bladsprederen kan monteres på vogn, eller på traktor med slepeslange. Lavt trykk, spredebredde 8-10 meter. Betydelig eksponering av gjødsla i luft.
- **Stripespreder, med og uten vogn.** Legger gjødsla i striper (5-8 cm brede) på bakken, med 20-40 cm radavstand. Stripesprederen kan monteres på vogn, eller på traktor med slepeslange. Kan brukes til bløtgjødsel, fordel med vanninnblanding. Lavt trykk, liten eksponering mot luft.
- **Nedfeller.** Gjødsla blir plassert ned i bakken, ved hjelp av ulike metoder. I Norge er det et visst omfang av DGI-metoden (Direct Ground Injection), der gjødsla blir skutt ned i bakken med høgt trykk. Ikke nødvendig med vanninnblanding, men en fordel. Liten eksponering mot luft, men noe gjødsel og jord blir liggende på overflata.
- **Tankvogn med kanon.** Gjødsla blir kastet opp til 60 meter ut fra sprederen ved hjelp av høgt trykk (> 5 bar). Blir også kalt jetvogn. Stor eksponering mot luft og stor fare for NH₃-tap. De fleste jetvogner har også bladspreder.
- **Vanningsvogn med kanon.** Metode som mest er aktuell i tørre distrikt, der en har behov for vatningsanlegg. Betingelser innblanding av mye vann. Krever høgt trykk (> 5 bar), gir potensiell risiko for danning av aerosol, partikkelspredning. På grunn av høy vanninnblanding er faren for NH₃-tap mindre enn for tankvogn med kanon.



Stripespreder (Foto: Star)



Grunn nedfeller (Foto: BS Vognen)



Djup nedfeller (Foto: J. Morken)



DGI (Foto: J. Morken)

Figur 4: Ulike spredeteknikker for husdyrgjødsel

3.3.1. Betydning av ulike spredemetoder

Utvalgsundersøkelsen fra 2000 (Gundersen og Rognstad, 2001) viste at det ble brukt bladspreder eller kanonspreder på 93 % av eng- og beitearealet som ble tilført husdyrgjødsel. På resten av arealet ble gjødsla tilført med stripespreder eller nedfeller. Det finnes ingen opplysninger om fordelingen mellom bladspreder og kanonspreder, og mellom stripespreder og nedfeller. I åpen åker ble 95 % av arealet gjødsla med bladspreder.

Etter år 2000 finnes det ingen statistikk for hvor mye brukt de ulike spredemetodene er i ulike deler av landet. Men det er liten tvil om at stripespredning og nedfelling er mer vanlig nå enn i 2000. Moi AS, som produserer DGI-nedfelleren, opplyser at det er levert ca 150 enheter i Norge, mest til større gårdsbruk og etter hvert også til maskinentreprenører. De har solgt DGI-utstyr i hele Sør-Norge, men trolig flest enheter i Rogaland. Moi AS anslår at DGI-metoden blir brukt på ca 50 000 dekar. Dersom en forutsetter at DGI-metoden kun blir brukt på eng, tilsvarer 50 000 dekar knapt 2 % av spredearealet på eng og beite. Det er flere leverandører som selger stripespredere, og det er derfor vanskelig å få gode tall på hvor mange enheter som er solgt de siste årene. Én leverandør anslår at 300-400 stripespredere er i bruk i Norge.

Samtaler med rådgivere i Norsk Landbruksrådgiving og med maskinleverandører tyder på at bladspreder fremdeles er den dominerende metoden i alle landsdeler. I Nord-Norge finnes nesten ikke annet spredeutstyr, men det er stor interesse både for stripespredning og nedfelling. Stripespredning er trolig den metoden som har størst økning i hele landet. Vanningsvogn med kanon er litt brukt i tørre innlandsstrøk på Østlandet, men trolig i mindre grad enn tidligere. Tankvogn med kanon er særlig mye brukt i enkelte distrikt på Vestlandet, der det er vanskelig å komme til med traktor og bladspreder. Men fordi vognene med kanon også stort sett har bladspreder, er det vanskelig å vite hvordan de blir brukt. Rådgivere i Sogn og Fjordane har inntrykk av at bruk av kanonspreder er mindre vanlig nå enn tidligere.

3.4. Spredemetoder i andre land

I Danmark var det anslått at 75 % av husdyrgjødsla ble spredd ved hjelp av stripespreder montert på tankvogn, ca 15 % med breispredere og ca 10 % ble felt ned i jorda rundt år 2000 (Miljøstyrelsen 2001). Det er nå innført forbud mot bruk av breispredere i Danmark. Det er også forbud mot spredning av husdyrgjødsel med vanningsvogn. I Sverige var det for noen år siden en ordning der en kunne søke om økonomisk støtte til kjøp av godkjente miljøvennlige spredesystem for husdyrgjødsel. Ordningen er nå avsluttet. I Skåne er det innført forbud mot bruk av breispredere. De vanligste spredemetodene i Sverige er også stripespredning og nedfelling. Det er ingen direktiv i EU som direkte regulerer spredning av husdyrgjødsel, med unntak av "Vanddirektivet" som kan gi restriksjoner i bruk av husdyrgjødsel nær vannveier og i spesielt utsatte områder for forurensing av grunnvann. Det betyr at EU-landene kan lage sine egne forskrifter om lagring og bruk av husdyrgjødsel. For eksempel i Nederland er det krav om at all gjødsla som blir spredd på eng må felles ned. Norge har egen husdyrgjødselsforskrift (kapittel 3.5).

3.5. Forskrifter for håndtering av husdyrgjødsel

Lagring og bruk av husdyrgjødsel er regulert av FOR 2003 07 04 nr 951: Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (Landbruks- og Matdepartementet 2003). I kapittel 6 i forskriftene er det satt krav til at kapasiteten til husdyrgjødsellager skal være minimum 8 måneders produksjon. Det innebærer at det skal være mulig å spre all husdyrgjødsel i vekstsesongen. Denne forskriften vil bli revidert i 2010.

Krav til bruk av husdyrgjødsel er omtalt i kapittel 7 i forskriften. Husdyrgjødsel kan bare spres på godkjent spredeareal. En må ha minimum 4 dekar tilgjengelig spredeareal (fulldyrka jord) per gjødseldyrenhet (1 melkeku = 1 GDE). Spredning av gjødselvarer av organisk opphav er kun tillatt i perioden 15. februar til 1. november. Det er ikke tillatt å spre gjødsla på snødekket eller frossen mark. Spredning uten nedmolding/nedfelling skal gjøres senest innen 1. september. Kommunen kan

tillate en senere frist for spredning uten nedmolding/nedfelling, men ikke senere enn 1. oktober (for områder som ikke drenerer til sårbart område for avrenning til Nordsjøen). Husdyrgjødsel spredd på åpen åker skal moldes ned straks og senest innen 18 timer.

I forskrift om tilskudd til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel (Landbruks- og Matdepartementet 2008) er det lagt opp til en ordning med tilskudd i tre utvalgte distrikt i fylkene Buskerud, Hedmark og Rogaland til brukere som sprer gjødsla på miljøvennlige måter som reduserer utslipp til luft, forurensing av vann og gir minst mulig luktulempet. Spredningen skal foregå slik at mest mulig av næringsstoffene gjødsla gjøres tilgjengelig for plantevekst. Det kan gis tilskudd til spredning av husdyrgjødsel, under følgende forutsetninger:

- I voksende kultur, åpen åker og i stubb der gjødsla enten blir ført direkte ned i bakken, mekanisk eller ved hjelp av høyt trykk (nedfelling), eller blir ført i slanger eller rør helt ned på bakken (nedlegging) eller,
- Ved harving eller pløying eller overflatespredning av husdyrgjødsel, slik at gjødsla dekkes av jord eller blandes inn i det øverste jordlaget innen 2 timer (nedmolding).

Det kan gis et tillegg dersom det ved spredning av husdyrgjødsel i voksende kultur benyttes slangeutstyr. Som slangeutstyr regnes utstyr for uttransport av husdyrgjødsel der gjødsla føres ut på arealet gjennom slanger eller rør direkte til forskjellige typer spredere.

3.6. Bruk av husdyrgjødsel i fire nedbørfelt i JOVA-programmet

For å undersøke gjødslingspraksis i områder med husdyr, ble det i det nasjonale Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA) valgt ut fire felt hvor gjødslingspraksis ved bruk av husdyrgjødsel i perioden 2000-2006 ble undersøkt (Øgaard 2008). Feltene representerer svært ulike driftsforhold, fra intensiv husdyrproduksjon på Jæren (Time) til mer ekstensiv drift i Valdres (Volbu) og Bodø (Naurstad). Dessuten er et felt i Ringsaker (Kolstad) med dominerende kornproduksjon, men med betydelig husdyrinnslag inkludert i denne studien. I Time, Naurstad og Volbu er det bare gjødsling til eng som er vurdert, mens i Kolstad er i tillegg gjødsling til bygg vurdert.

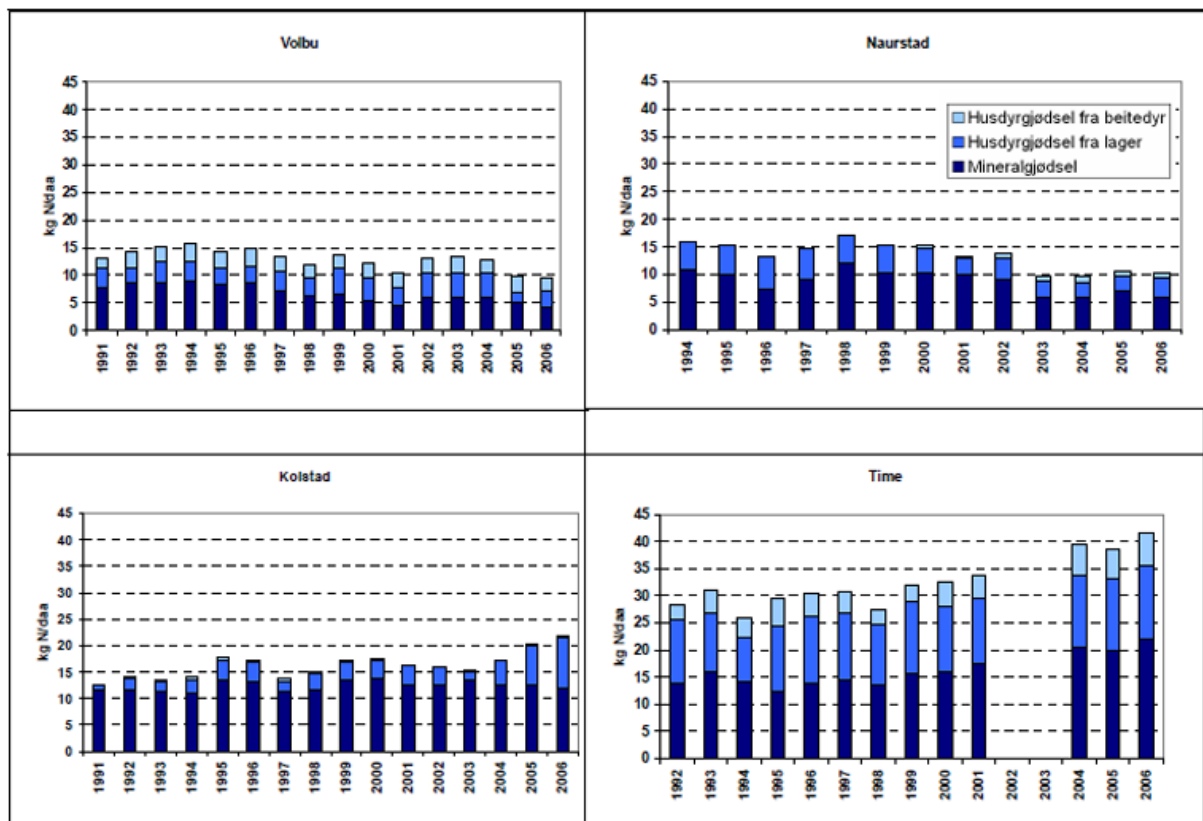
Analysene av gjødslingspraksis er hovedsakelig basert på opplysninger om gjødsling og avlingsnivå som er samlet inn fra gårdbrukerne. I tillegg til opplysninger fra gårdbrukerne er det også brukt andre kilder for å anslå avlingsnivå. For Timefeltet er engavlingene beregnet ut i fra anslag fra Jæren Forsøksring og justert i forhold til Norsk Institutt for Landbruksøkonomisk Forskning (NILF) sine driftsgranskninger for eng og beite på Jæren. I Kolstad er anslag fra Hedmark Forsøksring brukt sammen med opplysninger fra gårdbrukerne for å estimere avlingsnivået i eng.

Registrering av nitrogengjødsling i JOVA-feltene viser at det i Time og spesielt Kolstad har vært en tendens til økning i nitrogentilførslene de siste årene (Øgaard 2008). I Time er de totale nitrogentilførslene nå svært høye. Økt gjødsling med husdyrgjødsel har ikke redusert mengde nitrogen tilført med mineralgjødsel. I Volbu og Naurstad, som har de laveste nitrogentilførslene, har det i de siste årene vært en tendens til en reduksjon i tilført nitrogen på grunn av lavere gjødsling med husdyrgjødsel.

Ved vurdering av tilført mengde nitrogen i forhold til avlingenes behov, tas det hensyn til at en del av nitrogenet i husdyrgjødsel er organisk bundet. Bare en del av organisk bundet nitrogen blir plantetilgjengelig første året. Noe vil gå inn i jordas moldinnhold og noe vil frigjøres fra jord som er tidligere tilført husdyrgjødsel. De totale nitrogentilførslene er derfor større ved bruk av husdyrgjødsel enn bare gjødsling med kunstgjødsel, også ved anbefalt gjødslingsnivå.



Figur 5: Nedbørfelt i JOVA-programmet som er inkludert i studien



Figur 6: Tilførsler av nitrogen i form av mineral- og husdyrgjødsel for hvert felt og år. Etter Øgaard 2008.

Tabell 5. *Middelverdier for avling, total mengde tilgjengelig N tilført med mineralgjødning og husdyrgjødsel og anbefalt N gjødning til oppnådd avling i perioden 2000-2006. Alle verdier er oppgitt i kg N/daa/år. hdg = husdyrgjødsel. Etter Øgaard 2008.**

Sted	Vekst	Avling (kg/daa)*	Anbefalt N til oppnådd avling	N min.gj.	N hdg	Sum tilført	Differanse tilført - anbefalt
Volbu	Eng u/hdg	700	17.0	12.5	0	12.5	-4.5
	Eng m/hdg	640	16.0	5.0	2.3	7.3	-8.7
Naurstad	Eng u/hdg	410	12.0	11.7	0	11.7	-0.3
	Eng m/hdg	420	12.0	8.9	2.3	11.2	-0.8
Time	Eng m/hdg	1120	29.0	21.1	7.5	28.6	-0.4
Kolstad	Eng u/hdg	750	21.0	24.9	0	24.9	3.9
	Eng m/hdg	770	21.4	26.4	3.1	29.5	8.1
	Bygg u/hdg	455	10.4	10.5	0	10.5	0.1
	Bygg m/hdg	480	10.8	6.2	11.4	17.6	7.6

* Grasavlingene er oppgitt som kg TS/daa, mens kornavlingene er oppgitt med et vanninnhold på 15%.

Ifølge beregningene er det bare i Kolstad middeltilførslene med nitrogen er større enn anbefalt (tabell 5). Overskuddet var her størst på skiftene som fikk husdyrgjødsel. Usikkerhet angående nitrogenvirkning av husdyrgjødsel kan være årsak til den sterke overdoseringen av nitrogen der det gis husdyrgjødsel. En relativt stor andel av husdyrgjødsel i Kolstad spres utenom veksts sesongen (figur 7), og mange regner nok at nitrogenvirkningen av husdyrgjødsel spredd om høsten er liten. Ved vurdering av disse resultatene må det tas hensyn til at det faktiske utvaskingstapet ved høstspredning kan være større enn det som det er regnet med her. I Naurstad og Time var middel nitrogen gjødning nær anbefalt mengde, mens i Volbu ser det ut til at gjødslingsnivået er lavt i forhold til anbefalt mengde.

Det er en del usikkerhet bak disse tallene. Normbehovet for nitrogen til en bestemt engavling øker med antall høstinger. Normbehovet varierer også i forhold til om det er intensiv eller normal drift av enga. Følgelig er fastsettelsen av anbefalt nitrogen gjødning til eng usikker uten detaljkunnskap om driften. Det er imidlertid data fra mange skifter og år som ligger bak de utregnede middelverdiene, slik at resultatene skulle likevel kunne gi en indikasjon på hvordan gjødslingspraksis samstemmer med anbefalt gjødning i de ulike områdene. Den høye nitrogen gjødningen i Kolstad gjenspeiles i nitrogentapet i avrenningen fra dette feltet. De målte nitrogentapene i avrenningen fra områdene viser at i middel for perioden 2000-06 var det totale nitrogentapet per daa jordbruksareal mer enn dobbelt så høyt i Kolstad (5.8 kg N/daa) sammenlignet med Volbu (2.3 kg N/daa) og Naurstad (2.6 kg N/daa). I Time finnes det ikke komplette avrenningsmålinger for den undersøkte perioden.

3.6.1. Spredetidspunkt

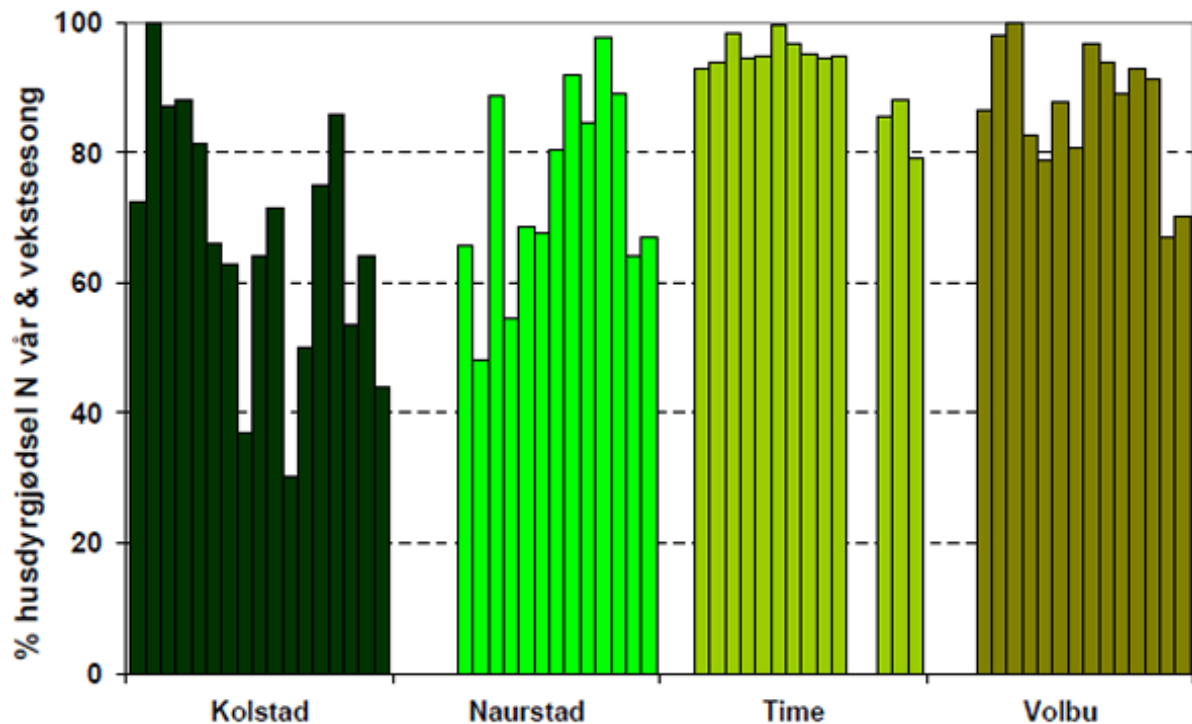
Andelen husdyrgjødsel som spres i løpet av våren og veksts sesongen har variert fra år til år i overvåkingsfeltene (figur 7). Det er også variasjon mellom feltene. I Time har jevnt over mer enn 90 % av husdyrgjødsel blitt spredd i veksts sesongen bortsett fra de siste tre årene hvor 80-90 % har blitt spredd i veksts sesongen.

I Kolstad har i enkelte år mer enn 50 % av husdyrgjødsel blitt spredd utenom veksts sesongen. Høstspredningen skjer både på åker og eng. Høstspredningen har nok bidratt til de høye nitrogentapene i Kolstad. I Naurstad har også i enkelte år en stor andel av husdyrgjødsel blitt spredd utenom veksts sesongen. I middel for perioden 2000-06 ble 58 %, 82 %, 88 % og 86 % av husdyrgjødsel

spredd i vekstsesongen i henholdsvis Kolstad, Naurstad, Time og Volbu. Vår-/vekstsesong er her definert som perioden 1. april - 5. august i Naurstad, 11. mars - 19. august i Time og 1. april - 19. august i Kolstad og Volbu.

Resultatene viser at det er et potensial for å bedre utnyttelsen av næringsstoffene i husdyrgjødsel og minske risikoen for tap til omgivelsene ved å øke andelen husdyrgjødsel som spres i vekstsesongen.

Mange steder er imidlertid lagerkapasiteten for husdyrgjødsel for liten, og større investeringer er nødvendig for å kunne øke andelen husdyrgjødsel som spres i vekstsesongen.

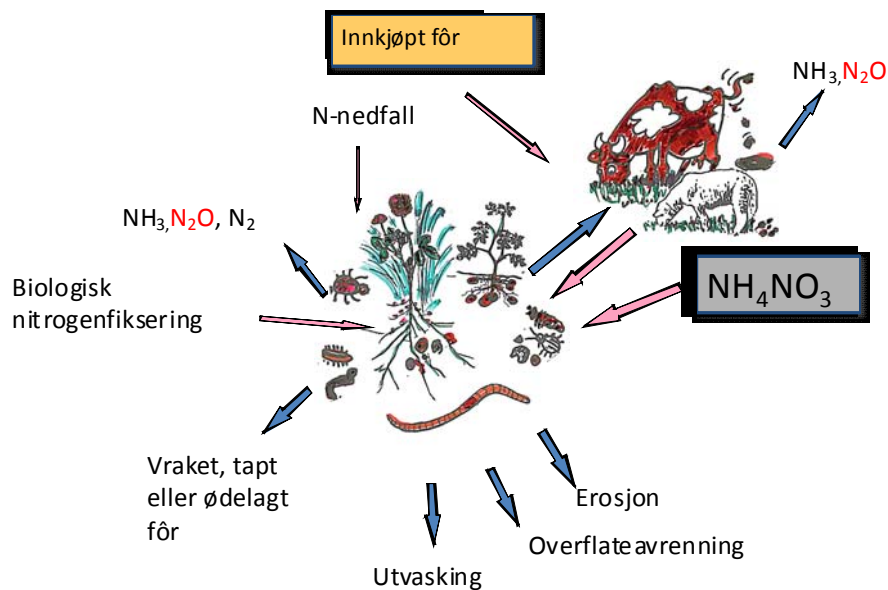


Figur 7. Andel husdyrgjødsel spredd i løpet av vår-/vekstsesong for hvert felt og år beregnet ut i fra totale mengder tilført husdyrgjødselnitrogen i årene 1991 til 2006. Hver søyle representerer et år. Der det ikke er søyler, mangler det registreringer. Etter Øgaard 2008

4. Farer for gasstap av nitrogen

Faren for gasstap av nitrogen er større jo større N-overskudd og lavere utnyttning av tilført nitrogen det er. De viktigste tapspostene illustreres av de blå pilene i figur 8 nedenfor. Alt tap av N vil bidra til økt risiko for produksjon av lystgass.

Tilførsel og tap av nitrogen i husdyrproduksjon

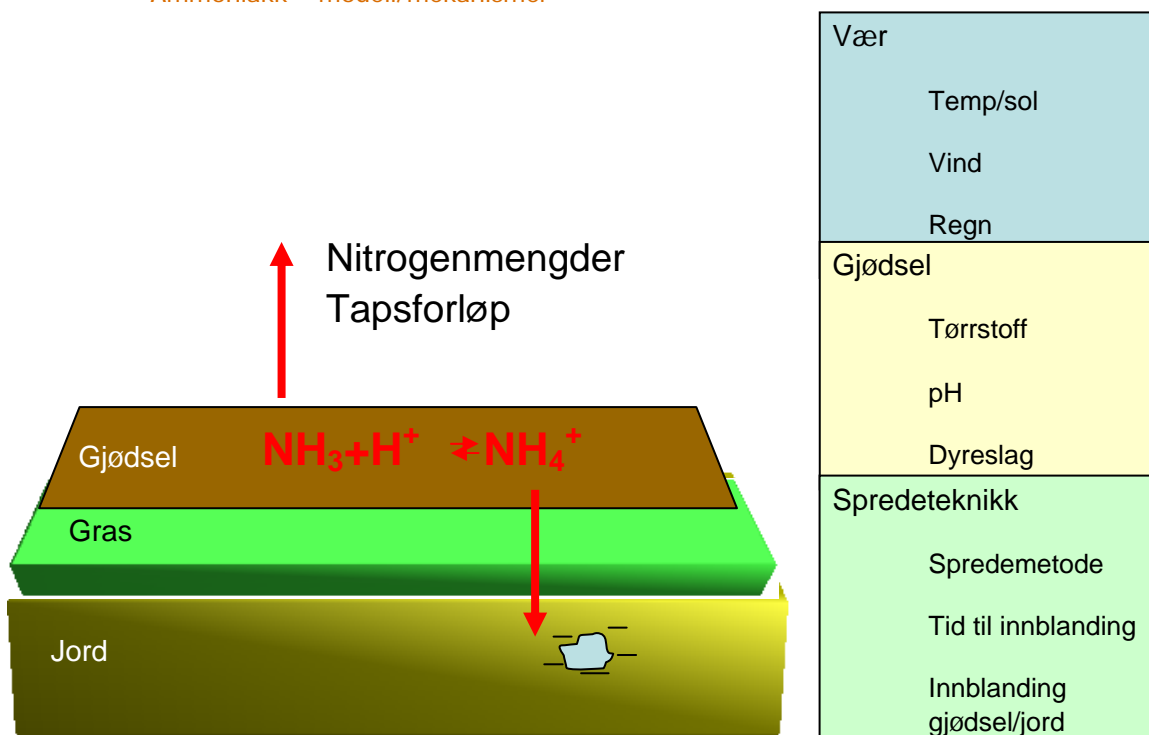


Figur 8. Skisse over tilførsel og tap av nitrogen i husdyrproduksjon. Nitrogen kjøpes inn til gården i fôr, gjødsel og strø. Nitrogen tilføres også ved biologisk nitrogenfiksering og atmosfærisk nedfall. Hvor mye biologisk nitrogenfiksering og atmosfærisk nedfall betyr avhenger av hvor mye belgvekster som dyrkes, og hvor gården er plassert. Nitrogen selges fra gården i kjøtt, melk, ull, planteprodukt og eventuell gjødsel. Viktige tapsposter er vraket, tapt eller ødelagt fôr, utvasking av nitrat (NO_3), overflateavrenning, erosjon og gasstap fra gjødsel og jord.

4.1. Utslipp av ammoniakk (NH₃)

4.1.1. Grunnleggende teori

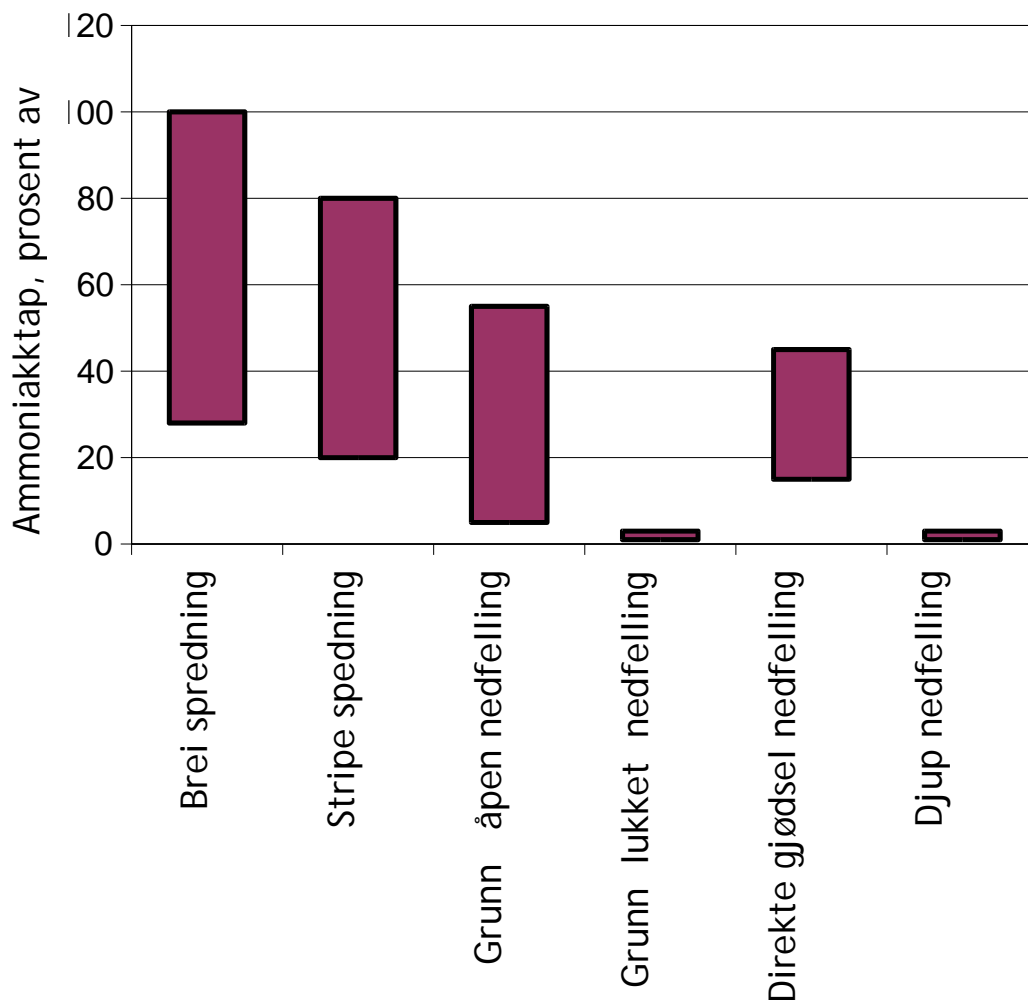
Ammoniakk – modell/mekanismer



Figur 9: Prosessen som styrer ammoniakktap.

Det er en likevekt mellom ammoniakk og ammonium. Dersom gjødsel ligger på overflata vil den være utsatt for ammoniakktap. Da skyves likevekten mot venstre. Dersom det er forhold for det kan 100 % av uorganisk nitrogen tapes. Siden jorda har en pH-verdi på under 7, vil ammonium som blandes med jord bli "fanget" av jorda. Det er i hovedsak tre hovedfaktorer som bestemmer størrelsen på tapet:

- **Vær:** Utslippet av ammoniakk øker med faktorer som øker evaporasjonen.
- **Gjødsel:** Mer lettflytende gjødsel trenger lettere ned i jorda. Det er ca. 10 % reduksjon av tapet per prosent redusert tørrstoffinnhold (Sommer & Hurtchings, 2001). Det er lavere tap fra grisejødsel enn fra storfegjødsel. Ved å redusere pH-verdien skyves likevekten mot høyre, og tapet reduseres.
- **Spredeteknikk:** Egenskapene til ulike spredeteknikker er vist i figur 10:



Figur 10: Ammoniumtap i prosent tilført gjødsel (etter Martinez et al., (2001))

Tabell 6 viser at det vil være ulike tapsstørrelser knyttet til valg av teknologi i hele kjeden, fra fjøs, lager og spredning. Tabellen tar utgangspunkt i 100 kg ammoniakk/ammonium i husdyrgjødsel. Ammoniakk kan tapes fra ulike steder i handteringskjeden, både ventilasjonsluft (fjøs), fra lager og fra spredning. Tabellen viser hvordan valg av ulike teknologier avgjør hvor mye ammoniakk som blir igjen til plantene. I tabellen er det skilt mellom to typer fjøs for storfe (båsfjøs og løsdriftfjøs). Ammoniakkutslippet avgjøres av størrelsen på areal med våte flater. I løsdriftfjøs er slike arealer større enn i båsfjøs, og en får noe større utslipp. Det er noe variasjon i tallmaterialet fra ulike undersøkelser, men man opererer med utslipp på 14 - 16 %. Båsfjøs gir lavere tap, og det har vært en diskusjon om størrelsene her. Ofte har man operert med 10 %, mens for eksempel danskene bruker ca. 7 %. Utslippet fra lager er først og fremst avhengig av overdekning. Det beste er fast dekke, slik det for eksempel ble når gjødsel ble lagret i gjødselkjellere. Utendørs lagerbeholdere kan gi store tap avhengig av tilstedeværelsen av flytedekke, og i en del publikasjoner brukes 40 % tap ved naturlig flytedekke. Ved å velge ulike teknologier ved spredning, vil utslippene fra spredningen variere, men siden mengden ammoniakk som er igjen etter de andre utslippskildene varierer, kan det bli store variasjoner i mengden ammoniakk som er igjen til plantenæring. Tabellen viser at ved å velge dårlig teknologi i hele kjeden kan man tape nesten 80 prosent av ammoniakken, mens et riktigere valg av teknologi kan redusere tapet til omtrent 45 %.

Tabell 6: Tap av ammoniakk ved bruk av ulike husdyrgjødselhandtering (gjødsekjeller og utendørs lagring av gjødsel ved hhv bås- og løsdriftfjøs og ulike spredeteknikker). Figuren viser mengde ammonium-N som ikke er tapt. Det vil si gjenværende ammonium i % av utgangspunktet. Ammoniuminnholdet i fersk gjødsel er satt til 100%. John Morken (pers.med. 2009).

		Båsfjøs		Løsdrift	
		Fast dekke	Åpent	Fast dekke	Åpent
Gjødsel		100	100	100	100
Fjøs (10 og 14 % tap)		90	90	86	86
Lager (10 og 40 % tap)		81	54	77	52
Spredning					
Breispredning (60 % tap)		32,4	22	31	21
DGI (reduksjon på 60 %)		55	41	52	39
Vannutblanding (reduksjon på 50 %)		50	38	48	36

4.1.2. Ammoniakk tap beregnet på fylkesnivå

SSBs modell for beregning av ammoniakkutslipp for 2007 er grunnlag for beregningene.

Tabell 7: Ulike tapskilder for ammoniakk fordelt på fylker (tonn N i ammoniakk). John Morken (pers. med.2009).

	Ammonium - N i husdyrgjødsel	Fjøs/lagertap	Beite	Åker	Eng
Østfold	1 275	362	10	242	68
Akershus / Oslo	835	10	13	185	27
Hedmark	2 472	525	36	447	260
Oppland	3 076	463	64	486	513
Buskerud	815	163	19	124	115
Vestfold	810	205	7	157	49
Telemark	555	123	11	66	101
Aust-Agder	287	58	8	25	65
Vest-Agder	518	89	17	24	158
Rogaland	5 050	853	142	169	1 667
Hordaland	1 354	206	39	3	429
Sogn og Fjordane	1 651	232	39	5	522
Møre og Romsdal	1 933	241	45	7	613
Sør Trøndelag	2 209	340	50	145	631
Nord Trøndelag	2 910	474	57	257	716
Nordland	1 911	279	44	14	641
Troms	788	133	20	13	213
Finnmark	246	34	5	6	58
Sum	28 696	6 037	830	2 375	6 846

Tabell 7 viser at det i 2007 ble produsert nesten 29 000 tonn N i form av ammoniakk i husdyrgjødsel. Om lag 21 % av dette ble tapt i fjøs eller lager, og 3 % fra beite. Totalt ble det igjen 21 830 tonn som ble spredd.

Tabell 8. Mengde nitrogen som ammoniakk i husdyrgjødsel ved tilførsel til ulike kulturer og tider på året i tonn N, fordelt på fylker. John Mørken(pers. med.2009).

	Åpen åker		Eng		Sum
	Vår/sommer	Høst	Vår/sommer	Høst	
Østfold	582	168	143	9,0	902,7
Akershus / Oslo	545	191	76	1,5	812,9
Hedmark	897	433	530	50,6	1 911,2
Oppland	1 043	386	1 085	35,3	2 549,5
Buskerud	297	85	237	14,7	633,5
Vestfold	379	109	103	6,3	597,9
Telemark	184	16	209	11,7	420,8
Aust-Agder	58	20	125	17,8	221,5
Vest-Agder	64	11	334	3,1	412,1
Rogaland	729	22	3 266	38,0	4 055,0
Hordaland	64	9	968	68,9	1 109,3
Sogn og Fjordane	106	17	1 209	49,0	1 380,5
Møre og Romsdal	125	29	1 388	104,5	1 647,3
Sør Trøndelag	389	116	1 234	79,9	1 819,2
Nord Trøndelag	713	177	1 420	70,2	2 379,9
Nordland	197	46	1 170	175,3	1588,5
Troms	147	49	399	39,9	635,4
Finnmark	53	32	106	17,0	207,0
Sum	6 572	1 917	14 003	793	23 284,1

Tabell 8 viser at det er store variasjoner mellom fylker, både når det gjelder hvilke spreddearealer som brukes og hvilken tid på året man sprer. 36 % ble spredd på åpen åker, hvorav 8 % på høsten. 64 % ble spredd på eng, og her var andelen høstspredning 3 %.

Mer bruk av husdyrgjødsel på eng og mer spredning tidlig i vekstsesongen er en mulig tilleggseffekt av å gå over DGI.

Tabell 9. Ammoniakk tap fra åpen åker og eng fordelt på spredning om vår/sommer og høst (tonn N i ammoniakk). John Morken (pers.med.2009).

	Åpen åker vår/sommer	Åpen åker høst	Eng vår/sommer	Eng høst	Sum
Østfold	193	49	65	3	310
Akershus / Oslo	142	43	27	0	212
Hedmark	320	128	243	17	708
Oppland	372	114	500	12	999
Buskerud	99	25	110	5	239
Vestfold	126	32	47	2	206
Telemark	61	5	97	4	166
Aust-Agder	19	6	59	6	90
Vest-Agder	20	3	157	1	182
Rogaland	164	5	1 653	14	1 835
Hordaland	2	1	408	21	432
Sogn og Fjordane	4	2	507	15	527
Møre og Romsdal	4	3	581	31	620
Sør Trøndelag	108	36	603	29	776
Nord Trøndelag	201	56	691	25	973
Nordland	9	5	581	61	656
Troms	7	5	199	14	226
Finnmark	3	4	52	6	64
Sum	1 855	520	6 579	267	9 220

4.2. Utslipp av lystgass (N₂O)

Lystgass (N₂O) er en nitrogenforbindelse som bidrar til global oppvarming. Hvert kg lystgass har samme oppvarmingseffekt som 300 kg CO₂⁵. Her beskrives kilder til lystgass, noen faktorer som påvirker lystgassutslipp og muligheter til å redusere utslipp fra landbruket.

Denitrifikasjon er den viktigste kilden til N₂O-utslipp fra jord og gjødsel. Denitrifikasjon er en naturlig prosess som reduserer nitrat (NO₃) og nitritt (NO₂) til nitrogenoksid (NO), lystgass (N₂O) eller molekylært nitrogen (N₂). Denitrifikasjon kan skje overalt hvor det er tilgjengelig NO₃ og mangel på oksygen, blant annet i jord og lager for husdyrgjødsel. I tillegg vil reaktivt nitrogen som tapes ut av jordbrukssystemet bidra til økt denitrifikasjon andre steder. Eksempler på dette er ammoniakkfordampning fra gjødsel og nitratutvasking fra jord.

⁵ Avhengig av hvor lang halveringstid som regnes varierer tallene noe. IPCC International Panel of Climate Change) regner fra og med 2006 296 CO₂-ekvivalenter per kg lystgass mens de tidligere regnet 310. I Norges offisielle beregninger brukes fremdeles 310. Viktige kilder for lystgassutslipp fra landbruket er denitrifikasjon, produksjon av kunstgjødsel og forbrenning av fossilt brensel (i jordbruksproduksjon og transport).

4.2.1. Faktorer som påvirker utslipp av lystgass fra jord og gjødsel

Denitrifikasjon og andel lystgass som dannes varierer mye og påvirkes av blant annet NO₃-konsentrasjon, oksygentilgang, fuktighet, temperatur, pH og tilgang på lett-løselig karbon (energi). Størst andel lystgass blir det når forholdene er delvis reduserende.

Selv om jord eller gjødsellager er overveiende aerobt, vil anaerobe lommer kunne forårsake store utslipp av N₂O fra små områder. Veksling mellom anaerobe og aerobe forhold vil kunne øke utslippene betydelig.

Organisk materiale i jord er en viktig primærkilde til lystgassutslipp fra jord. Foruten tilførsel av uorganisk og organisk N gjennom gjødsel og N fiksering, vil derfor prosesser som påvirker omsetningen av organisk N være av vesentlig betydning for tapspotensialet av lystgass. Avlingsrester, ammoniakktap og nitratavrenning fra jordbruksareal vil også kunne medføre lystgasstap. Faren for lystgassutslipp er særlig stort ved høyt overskudd av N og store restmengder av nitrat i jord, ved dårlig grøftetilstand og i sterkt pakket jord. Høyt innhold av organisk materiale i jord bidrar generelt til forhøyet tapsrisiko.

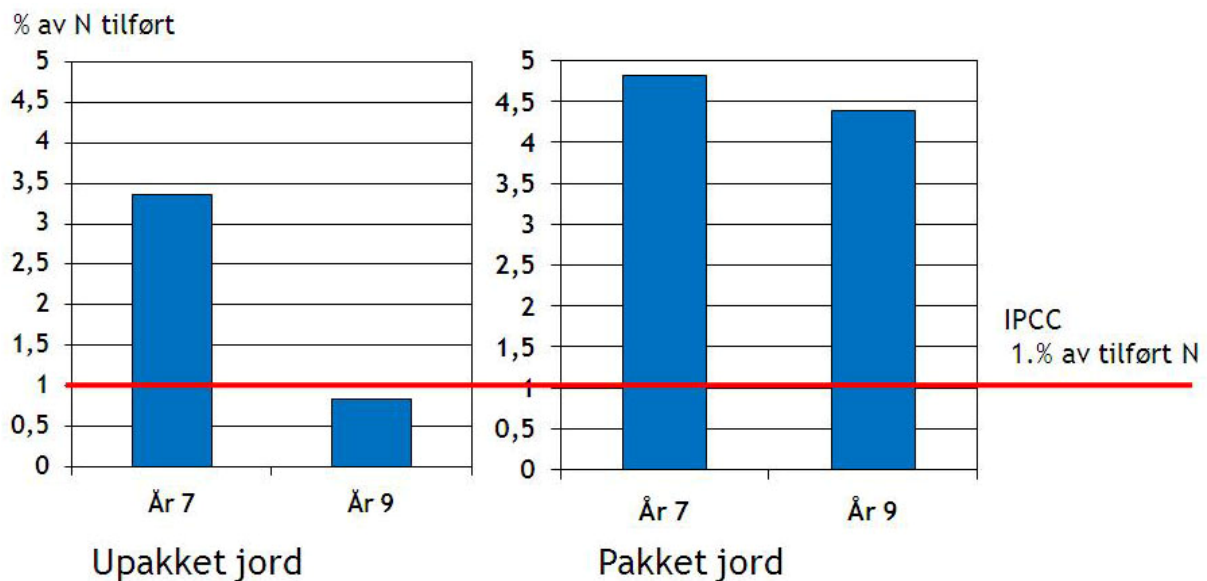
Etter sterk nedbør eller kraftig vanning vil det være fare for store utslipp av lystgass dersom det er en høy konsentrasjon av nitrat i jorda. Faren er størst på dårlig drenert jord og tett jord med dårlig struktur.

Et langvarig forsøk med gjødsling og jordpakking i siltig finsand i Surnadal på Nordmøre (Hansen et al. 1993) viste at jordpakking øker utslippene av N₂O svært mye (Se tabell 10 og figur 11 nedenfor). Den ekstra jordpakkingen var to kjøringar med 4 tonns traktor hjul i hjul kort tid før gjødsling. Målingene ble gjort tidlig på sommeren.

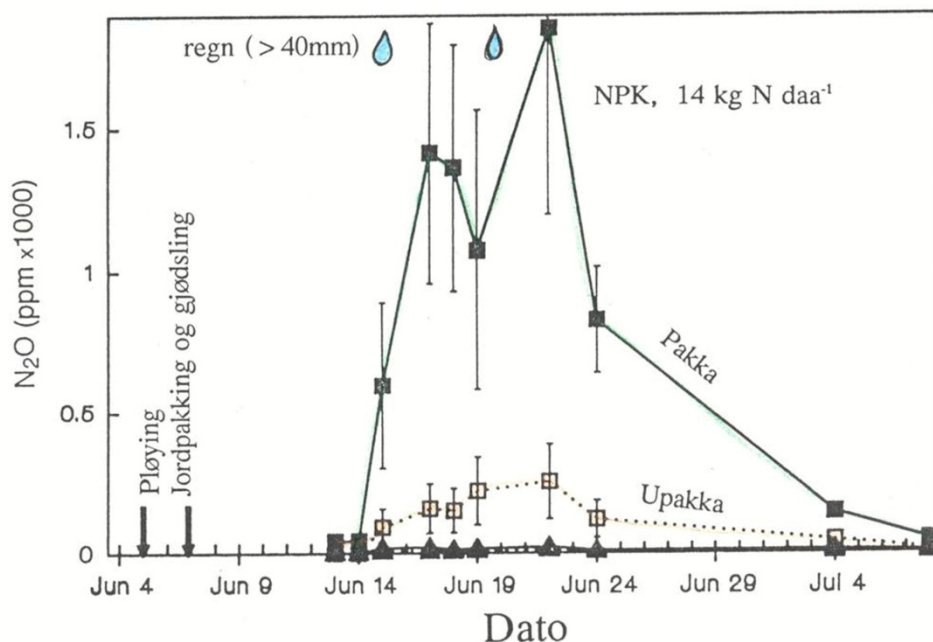
Tabell 10. Effekt av jordpakking på akkumulert N₂O emisjon (kg N ha⁻¹ ± standardfeil) etter gjødsling i det 7. og 9. året i et langvarig gjødslingsforsøk*. Etter Hansen mfl. 1993, Hansen mfl. 2008.

År	7			9			9		
Tid	Forsommer			Forsommer			Sensommer		
Upakket									
NPK	5,3	±	1,6	0,9	±	0,09	1,0	±	0,28
HGH	3,6	±	0,4	0,4	±	0,01	0,8	±	0,66
HGL	2,5	±	0,4	0,9	±	0,68	0,4	±	0,3
Ugjødslet	0,6	±	0,1	0,3	±	0,08	0,1	±	0,05
Pakket									
NPK	7,4	±	1,1	3,4	±	1,7	2,1	±	0,85
HGH	2,7	±	0,4	1,0	±	0,6	0,3	±	0,01
HGL	2,2	±	0,4	1,1	±	0,5	0,5	±	0,2
Ugjødslet	0,6	±	0,1	0,7	±	0,1	0,1	±	0,03

* Gjødselleddene er NPK-Fullgjødsel® med NH₄NO₃, HGH=husdyrgjødsel høy, HGL=husdyrgjødsel lav. Mengdene total N gitt i gjødsel per ha var i henholdsvis år 7 og 9: NPK: 140,120, HGH: 190, 128, HGL: 80, 80.



Figur 11: Tap av N_2O -N tidlig sommer i % av N tilført med NH_4NO_3 . Det er ikke tatt med eventuelle tap de 11 månedene hvor vi ikke har registrert tap og heller ikke N_2O -utslipp fra annet tap. Etter Hansen mfl. 1993, Hansen mfl. 2008.



Figur 12: Konsentrasjon av lystgass i jordlufta i 7-12 cm dybde etter gjødsling med NH_4NO_3 ved ulike jordpakking. Etter Hansen m.fl. 1993.

IPCC (2006) har korrigert emisjonsfaktorene (utslippskoeffisientene) for N_2O og oppgir nå følgende beregninger av N_2O utslipp oppgitt som prosent av tilført nitrogen.

- Husdyrgjødsel og andre organiske gjødselslag, kunstgjødsel og planterester tilført jord: 1 % Fra husdyrgjødsellager
 - Bløtgjødsel med flytelag: 0,5 %
 - Bløtgjødsel uten flytelag og biorest: 0 %

- Fast husdyrgjødsel: 0,5 %
- Nitrogen fordampet som NH₃: 1 %
- Utvasket nitrogen: 0,075 %
- Biologisk nitrogenfiksering: 0 %

IPCC oppgir stor usikkerhet i sine tall, noe som går fram av rapportene nedenfor som inneholder mye nyttig informasjon.

- IPCC 2006. [The Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use](#)
 - [Chapter 10: Emissions from livestock and manure management](#)
 - [Chapter 11: N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application](#)

4.2.2. Økologisk og konvensjonelt

Det er gjort få målinger i Norge som sammenligner lystgassutslipp fra konvensjonelt og økologisk landbruk. Det foreligger ikke helårsmålinger og en må anta det er sesongvariasjoner. Utenlandske rapporter tyder på at det som regel er større utslipp av N₂O fra konvensjonelt enn økologisk landbruk per dekar. Per produktenhet er imidlertid forskjellen mindre og i noen tilfelle er det større utslipp fra økologisk produksjon (Wahlander 2008; Stalenga m.fl. 2005, Syväsallo m.fl. 2006). Årsaken til mindre forskjell mellom de to produksjonsmetodene per produktenhet enn per hektar, skyldes at avlingsnivået er lavere i økologisk landbruk. Det er imidlertid store variasjoner avhengig av produksjonsopplegg og agronomisk dyktighet.

4.2.3. Biologisk nitrogenfiksering

Biologisk nitrogenfiksering er den viktigste nitrogenkilden i økologisk landbruk og gir svært små utslipp av N₂O og er satt til 0 i IPCC sitt oppsett for beregning av lystgassutslipp utgitt i 2006 (IPCC 2006). Fordi utslipp av lystgass er svært påvirket av nitrogenoverskuddet, må det nitrogenet som tilføres ved biologisk nitrogenfiksering også tas med i regnskapet når utslipp av lystgass estimeres.

På grunn av det generelt lave gjødselnivået i økologisk landbruk vil det være størst fare for lystgassutslipp fra økologisk landbruk når enga brytes. Dette skyldes akkumulering og binding av nitrogen i eng.

I økologiske dyrkingssystem i Skottland med 3 år eng og 3 år åker uten annen nitrogentilførsel enn biologisk nitrogenfiksering, ble det funnet dobbelt så store nitrogenutslipp fra åker som fra eng (Rees mfl. 2008).

4.2.4. Eksempler på tiltak som kan redusere utslipp av lystgass

Redusert N-overskudd og bedret N-effektivitet. Risikoen for utslipp av drivhusgasser per arealenhet øker med overskudd av nitrogen på gårdsnivå og utslipp per produsert enhet øker med synkende N-effektivitet (Olesen et. al, 2006). Olesen et. al, 2006 fant at utslippet av drivhusgasser fra melkeproduksjonsbruk ble redusert med 50 % når nitrogeneffektiviteten økte fra 12,5 til 25 % (N₂O, CH₄, CO₂ målt i CO₂-ekvivalenter per kg melk). Nitrogenoverskudd på gårdsnivå beregnes som mengde nitrogen kjøpt inn til gården minus mengde nitrogen eksportert fra gården. Nitrogeneffektivitet beregnes som mengde N eksportert i produkt per enhet nitrogen importert til gården. Nitrogenoverskuddet går ned og nitrogeneffektiviteten stiger med økende utnytting av tilført nitrogen. God agronomisk praksis vil øke utnyttingen av tilført nitrogen og dermed redusere risikoen for overskudd av nitrogen som kan tapes.

Nitrogenoverskuddet sier ikke noe om når risikoen for tap er størst og om prosessene som foregår i jorda. Det er i perioder med nitrat i jorda at det er risiko for lystgasstap. Dette kan skje utenom

de mest intensive vekstperiodene på sommeren, både om høsten og ikke minst når telen går om våren. Mengden nitrat i jorda er blant annet bestemt av hva som frigjøres fra organisk materiale som et resultat av mineralisert N. Det er en rekke faktorer som påvirker mineralisering av nitrogen, Det er viktig å fokusere på disse ved planlegging av tiltak for å redusere tapsrisikoen. Tilførsel av gjødselnitrogen er med å bygge opp det organiske materiale i jorda og har dermed en langsiktig effekt. Dersom det oppstår spesielle værforhold like etter gjødsling, eller eks avlingssvikt gir store restmengder nitrat i jorda, kan det gi store tap. Disse prosessene blir ikke dokumentert om man bare lager nitrogenbalanseregnskaper.

Både nitrogenoverskudd og nitrogeneffektivitet kan relativt enkelt beregnes på gårdsnivå, og er i Danmark en del av grønne regnskap. Dette gjøres foreløpig ikke i Norge. Det er en mulighet for å få lagt beregninger av næringsbalanser og N-effektivitet på gårdsnivå som en modul i gjødslingsplanleggingsprogrammet GJØK som nå er under utvikling.

God drenering. - Fordi denitrifikasjon øker med økende vanninnhold i jorda vil lystgassproduksjonen være større i dårlig drenert enn i godt drenert jord. I tillegg vil tilført N utnyttes dårligere pga redusert plantevekst og kjørebelastning vil føre til større skader. Det er ikke kjent hvor mye jord som er dårlig drenert i Norge i dag, men på grunn av mye leiejord fryktes det at dette dreier seg om store areal.

Redusert jordpakking. - Fordi denitrifikasjon øker med redusert luftveksling i jorda vil lystgassproduksjonen være større i jord med dårlig struktur enn i jord med god struktur. I tillegg vil tilført N utnyttes dårligere pga redusert plantevekst.

Unngå høy konsentrasjon av lettløselig N i jorda. All praksis hvor det tilføres mer N enn det plantene kan ta opp kan føre til økt risiko for tap. Noen situasjoner er spesielt uheldige og kan føre til ekstra høye konsentrasjoner. Eksempler på slike situasjoner er:

- Høstbrakking av eng med glyfosat, tilføring av store mengder husdyrgjødsel og deretter pløying. En får da frigjort både N som er bundet i plantemateriale og N tilført med husdyrgjødsel samtidig som det ikke finnes noen levende planter til å ta opp N som mineraliseres (frigjøres) og nitrifiseres (omdannes til nitrat). I en fuktig og mild vinter kan dette lett føre til svært store tap.
- Dersom N-innholdet i husdyrgjødsel ikke medregnes i det totale gjødselregnskapet slik at det gjødsles med unødvendig store mengder kunstgjødsel-N.
- Når N akkumulert i grønngjødsel ikke samles opp, og grønngjødsel blir liggende på jorda utover høsten, er det stor fare for N-avrenning og økt konsentrasjon av nitrat i jorda. Lystgass tapene fra slik drift har aldri tidligere blitt kvantifisert under norske forhold. I et forsøksfelt med grønngjødsel på UMB, Ås vil det bli undersøkt lystgass tap gjennom 2009 og 2010.

God husdyrgjødselhandtering. Størst fare for lystgassutslipp er det ved veksling mellom anaerobe og aerobe forhold i gjødsla. All handtering som minsker tap av N både i husdyrrom, lager og ved spredning vil minske indirekte N₂O-utslipp.

Økt selvforsyningsgrad i husdyrproduksjonen. Bleken m.fl. (2005) fant at mjølkeproduksjon basert på heimeprodusert fôr er en effektiv måte å bedre nitrogeneffektiviteten på. De sammenstilte data fra 21 melkeproduksjonsgårder i hele Europa (økologiske og konvensjonelle) og fant at nitrogeneffektiviteten på gårdene sank med økende nitrogentilførsel og nitrogenintensitet.

Fordi det er gjort få målinger av lystgassutslipp i Norge er estimatene av lystgassutslipp hovedsakelig basert på utenlandske undersøkelser. I forskningsprosjektet "Creating a scientific basis for an integrated evaluation of soil-borne GHG emissions in Norwegian agriculture" finansiert av

Norges Forskningsråd (oppstart 2009), samarbeider Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) og Bioforsk om å utføre helårsmålinger av lystgassutslipp fra ulike produksjonsopplegg.

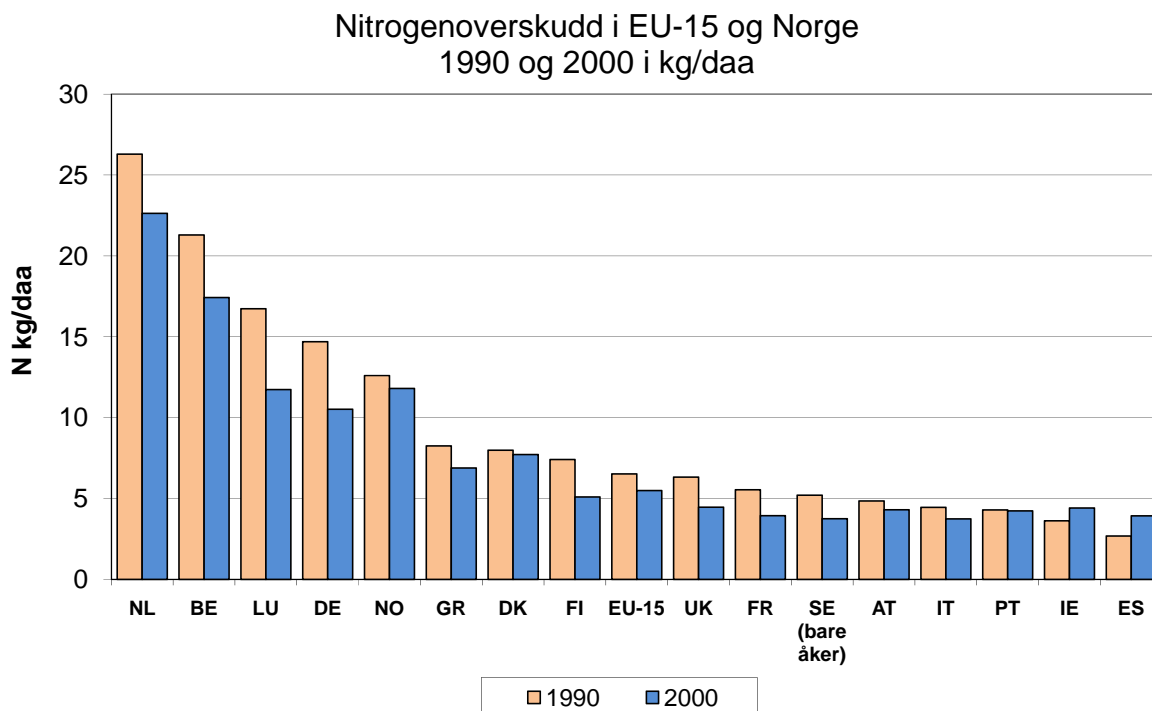
5. Tiltak i andre land for å redusere N-tap

EU-prosjektet IRENA (<http://www.eea.europa.eu/projects/irena>) undersøker hvordan miljøhensyn integreres i landbrukspolitikken.

Bruk av gjødslingsplanlegging har blitt mer brukt i OECD land fra 1990 to 2004 (OECD 2008a) og i de landene der gjødslingsplanlegging har blitt mer vanlig å bruke ble næringsoverskudd per arealenhet redusert i samme tidsrom. Beregningen av nitrogenbalansen for landbruket i hele EU-15 (European Environment Agency (EEA) 2006) viser for året 2000 at det var et overskudd på 5,5 kg/daa (figur 13)⁶. Beregningene viser at overskuddet i forhold til 1990 ble redusert med 16 % for hele EU-15 og det påpekes at i nesten alle land ble overskuddet redusert. I Irland økte overskuddet med 22 %, i Spania med 47 %. Overskuddet varierte i 2000 fra 3,7 kg/daa i Italia til 22,6 kg/daa i Nederland. Ved bruk av nitrogen fra organisk gjødsel med 20,6 kg N/daa i Nederland og 20,4 kg N/daa i Belgia ble det i disse to landene brukt mer enn som ble satt som grense i nitratdirektivet. I følge EEA-rapporten (OECD 2008b) skyldes den generelle reduksjon av nitrogenoverskudd hovedsak i at mer nitrogen ble omgjort til produkt og mindre grad reduksjon av gjødselmengder. Tiltak som OECD rapporten nevner for land med forbedret utnyttelse er forandrete fôringsregime som har ført til mindre overskudd av næringsstoff, bedre (lukket) lagring av husdyrgjødsel, mer tidstilpasset spredning av gjødsel i forhold til plantenes behov og forbedret teknisk utstyr. Dette blir også tydelig når en ser at kornavlingene⁷ i f. eks. Nederland ble økt med 9, 13 og 18 % for henholdsvis hvete, bygg og havre fra 1990 til 2000 selv om mengden nitrogen fra kunstgjødsel ble redusert (se figur 1). Men siden figur 1 bruker tall for hele landet og det dyrkes mange forskjellige vekster er det ikke mulig å si noe om gjødsling til korn ble forandret eller ikke. En del avlingsøkning antas å være resultat av bedre sorter.

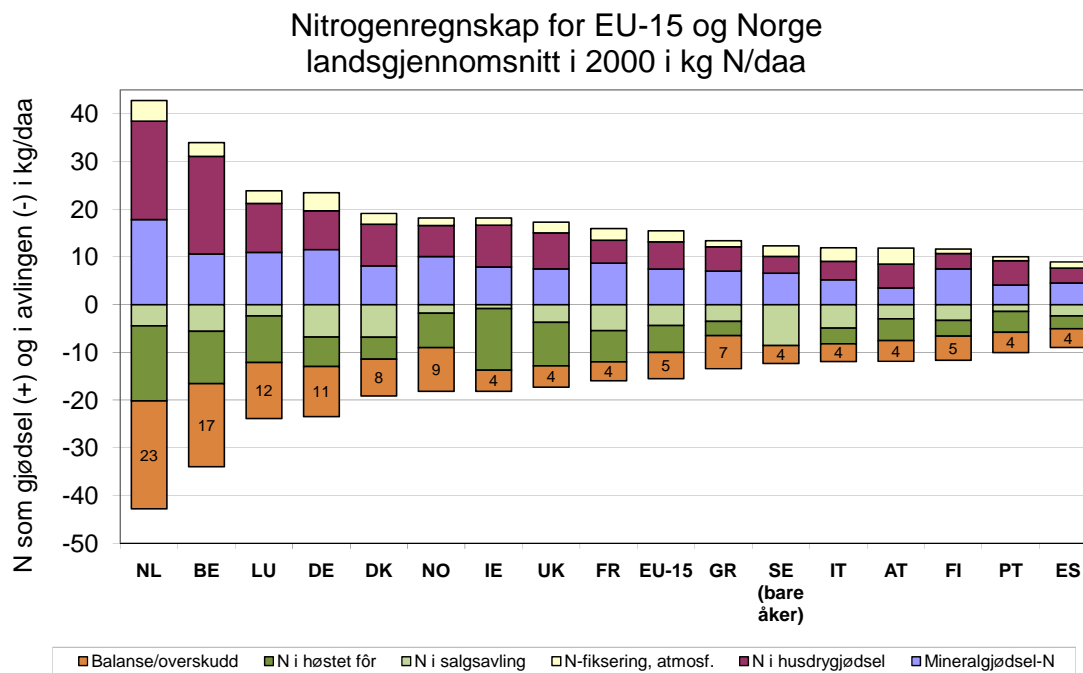
⁶ Det finnes flere input-output beregningsmodeller. Halberg m.fl 2005 har sammenlignet 10 som er brukt i Europa. De fleste inkluderer næringsstoffbalanser på gardsnivå, bruk av plantevernmidler per dekar og energibruk per produsert enhet.

⁷ Tall for planteavlinger på landsbasis er tilgjengelig på <http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx#ancor>



Figur 13: Nitrogenoverskudd i EU-15 (kilde: IRENA) og Norge for årene 1990 og 2000. Verdiene for Norge tar utgangspunkt i beregningene fra Bleken og Bakken (1997). Tall for jordbruksareal, bruk av kunstgjødsel og antall husdyr ble aktualisert med data fra SSB for å aktualisere nitrogen per dekar. Produksjon fra husdyr og planter ble satt som uforandret med grunnlag i tall fra SSB (<http://www.ssb.no/emner/10/04/10/korn/tab-2009-11-24-02.html>, lastet ned 2.4.2009) og Tine (<http://medlem.tine.no/org/cf/dok/dokument.cfm?dok=360>, lastet ned 19.06.2009).

Basert på avlinger av planteprodukt og fôr ble det laget en oversikt over hvor mye nitrogen som ble fjernet med avlingen fra åkrene (negative verdier i figur 14). For avlingen skiller det mellom nitrogen i fôr og det som er i salgsavlingen. Et unntak er Sverige der tallene bare gjelder produksjon på åker. Det var et overskudd av nitrogen i alle land. Overskuddet vises av den negative delen av søylen som er rød og tallet viser balansen (overskudd) i kg N/daa. På den andre siden er det satt opp hvor mye nitrogen som ble brukt for å produsere avlingen (positive verdier). Nitrogen som ble brukt for å produsere avlingen er delt inn i nitrogen fra kunstgjødsel, fra husdyrgjødsel og atmosfærisk nedfall.



Figur 14: Nitrogenregnskap i landsgjennomsnitt for EU-15 i 2000 i kg N/daa (Kilder som i figur 13)

Beregninger fra Oenema et al (Oenema, Witzke, Klimont, Lesschen and Velthof 2009) viser lignende verdier for overskudd i EU-27. Gjennomsnittlig utnyttelse av tilført nitrogen i EU-27 var på 44 % med variasjon fra 38 % i Finland, Frankrike og Nederland til 70 % i Romania og 71 % i Slovakia. Best utnyttelse var det i land med forholdsvis lavt gjødslingsnivå.

5.1. Danmark

En rapport fra Ministeriet for fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2008) har sett på tiltak for å bedre utnyttelsen av nitrogen. Ved å bruke kombisåmaskin til vårvekster som plasserer kunstgjødsel i konsentrerte strenger nær planterekkene fant de ikke forskjell på ammoniakkfordamping i forhold til annen kunstgjødselspreder, men potensial for reduksjon i nitrogenutvasking på 0-2 kg N/hektar (tilsvarende 0-7 kg CO₂-ekvivalenter per hektar). Rapporten konkluderer at det er så stor usikkerhet knytta til dette reduksjonspotensialet at de ikke anså dette som et relevant klimapolitisk virkemiddel.

Nedfelling av gylle gav både positive og negative effekter ved at ammoniakkfordampingen ble redusert, men utslipp av lystgass økte i noen undersøkelser. Det var også høyt energiforbruk ved nedfelling. For at redusert NH₃-tap ved nedfelling av husdyrgjødsel skal føre til reduserte lystgassutslipp viser rapporten til at øvrig nitrogengjødsling må reduseres. Rapporten konkluderer med at utvikling av teknologi samt redusert energi- og drivstofforbruk ved nedfelling må bli aktuelt, før det anses som et relevant virkemiddel.

Bruk av nitrifikasjonshemmere har eksistert på det danske markedet i årevis og har potensial til å redusere lystgassutslipp. Forsøk har vist varierende effekt på næringsopptak og avling, generelt små eller ikke signifikante forskjeller. Forsøk med nitrifikasjonsinhibitorer tilsatt ammoniumholdig kunstgjødsel gav 30- 70 prosent reduksjon i lystgass, men det er usikkerhet knytta til effektiviteten ved realistiske jordforhold. Nitrifikasjonshemmere kan brukes i husdyrgjødsel, men effektiviteten er normalt mindre da det organiske materialet binder det aktive stoffet og fremmer nedbrytning. På bakgrunn av dette er konklusjonen at for kunstgjødsel kan lystgassutslipp reduseres med 30 prosent (tilsvarende 1,4 kg CO₂-ekvivalenter per kg N). Aktuelt nitrifikasjonshemmende stoff er DMPP som

har meget lav nedbrytbarhet (0-10 % etter 182 dager), noe som øker faren for negative økotoksikologiske virkninger i jorden. Rapporten anser bruk av nitrifikasjonshemmere som et dyrt virkemiddel.

Kløver i grasblanding vurderes som tiltak som kan redusere gjødslingsnormen for nitrogen på grasmark. Rapporten konkluderer med at med forskning og utvikling av planleggingsverktøy som tar for seg kompleksiteten av de agronomiske forhold, kan nitrogengjødsling reduseres med 100 kg N/ha med en forholdsvis beskjeden avlingsnedgang. En redusert gjødsling er tenkt oppveid av tilsvarende økning i nitrogenfiksering og gir derfor ikke nødvendigvis potensiell reduksjon i utvasking.

Siden 1985 har det vært en rekke tiltak for å bedre utnytting av tilførte næringsstoff blitt implementert og forsterket i Danmark (European Environment Agency 2006). De viktigste instrumentene har vært krav om gjødslingsplanlegging og vekstskifteplanlegging på gardsnivå, der det ble satt grenser for nitrogenbruk til forskjellige vekster og lovbestemte normer for maksimum verdier for nyttiggjøring av plantetilgjengelig nitrogen i husdyrgjødsel. Ut over dette påpekes det at fôringsregimene har blitt forbedret slik at fôrutnyttelsen har blitt betydelig forbedret. Et tiltak på fôringsiden har vært å innføre en avgift på mineralisk fosfor i fôr med 4 Dkr/kg mineralisk fosfor i 2004. Gjennom perioden har nitrogenforordninger blitt utarbeidet i samarbeid med forskere og bondeorganisasjonene og dette ble supplert med informasjonskampanjer, gjennom forsøksringene og utdanning. I tillegg ble forskningsprosjekt igangsatt. (Mikkelsen et al. 2005)

For å kunne følge med utviklingen av nitrogentap fra landbruket ble det innført tre nasjonale indikatorer: nitrogеноverskudd, nitrogeneffektivitet og nitrogentap. Fra 1985 til 2002 økte nitrogeneffektiviteten fra 27 % til 36 % og nitrogentap ble redusert med 48 %. Den danske framgangen har vist seg til å være vellykket, men det vil være nødvendig og gå fra nasjonalt til regionalt nivå i framtida. (Mikkelsen, Iversen, Kjær, & Feenstra, 2005)

5.2. Sverige

I Sverige er det mange ordninger for å redusere næringstap fra landbruket og landet er et av de som har mest areal (86 %) med i miljøprogram. To tiltak er fangvekster og utsetting av jordarbeiding til våren. I tillegg finnes det avgift for kunstgjødsel og krav til handtering.

Norell og Sjødahl beregnet kostnadseffektiviteten av miljøprogrammet (Norell & Sjødahl 2005). De beregnet at reduksjon gjennom fangvekster og utsatt jordarbeiding koster 80 SEK per kg nitrogen. Mens kostnaden for å etablere våtmark på landbruksareal ville ligge på 107-180 SEK, og å forbedre fangvekster ville koste 60 SEK per kg nitrogen.

Som grunn for at det er god effekt angis det at miljøprogrammet er rettet mot areal der det gis signifikant effekt og der bøndenes kostnader er relativt lave. (European Environment Agency 2006)

5.3. Tyskland

I Tyskland ble en ny Gjødslingsforordning gjeldende fra 14. januar 2006, som igjen ble forandret med virkning fra 27. februar 2007

(<http://www.landwirtschaftskammer.de/fachangebot/ackerbau/duengung/duengeverordnung/neue-duevo-pdf.pdf>). Forordningen inneholder forskjellige element og noen viktige er:

Planlegging på forhånd

Før gjødsel skal spres må bonden bestemme næringsverdiene i jorda. For nitrogen godtas egne målinger og aktuelle referanseverdier publisert fra lokale myndigheter.

Næringsstoffsammenligning

Forordningen pålegger bøndene å sette opp en beregning av tilførsel og behov for plantenæringsstoffene nitrogen og fosfor (Nærstoffsammenligning - "Nährstoffvergleich" http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/d_v/gesamt.pdf, i tillegg til nitrogeninnhold må også ammoniuminnhold være kjent) senest innen 31.mars året etter. All dokumentasjon må lagres i 7 år. Det kan brukes standardverdier (http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/d_v/gesamt.pdf), regionale eller egne målinger. Det tillates at det er et årlig overskudd for en treårsperiode på skiftenivå. For 2006 til 2008 var det opp til 9 kg N/daa. Fra 2009 blir verdien redusert til 6 kg N/daa. I gjennomsnitt for hele garden er det ikke tillatt til å bruke mer enn 17 kg N/daa gjennom bruk av husdyrgjødsel. På intensiv eng med 4 slåtter (eller 3 slåtter pluss beiting) kan en søke om å bruke opp til 23 kg N/daa. Forutsetning er at grenseverdien på 3-årsbasis ikke overskrides.

Jorda må kunne ta opp næring

Gjødsling er forbudt når jorda er vassmettet, oversvømt, har mer enn 10 cm tele og ikke tiner i løpet av dagen eller det ligger mer enn 5 cm snø.

Avrenning til overflatevann skal ikke skje

Utstyr som sprer eksakt mot kanter må opprettholde en avstand av 1 meter til den øvre grøftekannten. Ved bruk av annet utstyr må avstanden være minst 3 meter. Er hellingen på skiftet over 10 % gjelder det ytterligere bestemmelser.

Utstyr

Det stilles minstekrav til utstyr for å spre husdyrgjødsel, enkelt utstyr som gylle- og landbeholdere med enkel utløp blir forbudt etter 1. januar 2010.

Nedmoldning

På åkerareal uten vekst må gylle, land, flytende gjødsel og fjørfegjødsel moldnes ned umiddelbart for å redusere tap. Ved gjødsling etter kl 18:00 er det påkrevd med nedmoldning senest kl 12:00 dagen etter. Det kan brukes jordarbeidingsutstyr som tillater tilfredsstillende blanding med jord.

Gjødslingsforbud

For gylle, fjørfegjødsel og for andre gjødseltyper er gjødsling på åkerareal forbudt mellom 1.11. til 31.01., på eng og beite er gjødsling forbudt mellom 15.11. til 31.01.

6. Mulige tiltak og virkemidler for bedre utnytting av tilført nitrogen**6.1. Kartlegging av N-balanser og N-effektivitet på ulike typer melkeproduksjonsbruk**

Foreløpige beregninger gjengitt i denne rapporten (Tabell 2,3, figur 6 og tabell 5) tyder på at det er stort overskudd av nitrogen på en gjennomsnittlig melkeproduksjonsgård i Norge og at det til dels er en lite effektiv utnytting av tilført nitrogen. Bleken et. al (2005) fant en nær sammenheng mellom N-intensitet og N-effektivitet og potensiell N-tap på europeiske melkeproduksjonsgårder.

Det trengs mer detaljerte data/målinger fra norske forhold for å identifisere størrelse og variasjon i tapsposter fra ulike husdyrbruk. Dette for å kunne avdekke hvor tapene av nitrogen sannsynligvis er størst.

Gjennom prosjektene "Creating a scientific basis for an integrated evaluation of soil-borne GHG emissions in Norwegian agriculture" (NFR 2009-2011), og "Environmental and economical sustainability of organic dairy farms" (NFR/JA 2010-2013) undersøkes nitrogenbalanser og nitrogeneffektivitet på noen ulike typer melkeproduksjonsbruk.

6.2. Kartlegging av biologisk nitrogenfiksering; både på økologisk og konvensjonelt drevne garder

Utenom beregningene fra Bleken og Bakken (1997) finnes det ingen oversikt over nitrogenfiksering ut over forsøksfelt og enkelte gårder.

6.3. Tiltak til å forbedre N-effektiviteten

Disse tiltakene vil føre til at nitrogenet utnyttes mer effektivt. Dette vil føre til reduserte risiko for utslipp av lystgass, redusert nitratavrenning og redusert ammoniakktap. Alle tiltak vil redusere lystgassutslipp og nitrogenavrenning, mens ammoniakktap blir mest påvirket av bedre handtering av husdyrgjødsel, bedret drenering og tiltak for redusert jordpakking. Fordi gjødsla blir liggende kortere tid på overflata på et jorde med god infiltrasjon enn på et jorde med dårlig infiltrasjon vil ammoniakfordampingen fra husdyrgjødsel, bli lavere på jord som er godt drenert og lite pakket. Dette skyldes at det meste av ammoniakktapet skjer etter selve spredninga, mens gjødsla ligger på bakken.

6.3.1. Tiltak i føring og handtering av grovfôr

6.3.1.1. Økt selvforsyning av fôr

En studie av europeiske gårder viste at nitrogen-effektiviteten sank med økende fôrimport (Bleken et al. 2005). I dag er det i gjennomsnitt brukt 39,4 % kraftfôr i norsk melkeproduksjon. I typiske grovfôrdistrikt er det meste av kraftfôret importert til gården. Det meste dyrkes i korndistriktene i Norge, mens proteinrik soya importeres fra utlandet. På grunn av stor fôrimport fra areal utenom gården i dag er den totale produksjonen (antall dyr og produksjon per dyr) større enn det som er mulig basert på lokalprodusert fôr.

6.3.1.2. Bedre utnytting av produsert grovfôr

Steinshamn et al. 2004 viser at det er store nitrogentap fra grovfôret er høstet til det er fôret opp. I gjennomsnitt ble bare 62% av nitrogenet i engrovfôravling faktisk tatt opp av storfe. Mye av tapet skjer under konservering og lagring. Bleken et. al 2005 konkluderer ut fra sine beregninger at en bedre utnytting av N i produsert fôr kan bety mer for en bedret N-utnytting enn forbedringer innen husdyrgjødselhandtering. Steinshamn et al. 2004 sine undersøkelser er gjort på forsøksgården til Universitetet for Miljø og Biovitenskap på Ås. En kan derfor forvente at i generell praktisk drift så er tapene enda større.

Prisen på kraftfôr vil påvirke i hvor stor grad det lønner seg å utnytte grovfôret godt. Gårdbrukerens dyktighet og bevissthet har også mye å si. Her kan en forvente at det er store forskjeller mellom gårdene. For å kunne gi noen anbefalinger om hvor det er viktigst å sette inn tiltak trengs det en kartlegging av flaskehalsene for en effektiv utnytting av eget grovfôr på norske gårdsbruk.

6.3.1.3. Redusert innhold av N i fôr

Undersøkelser gjort av [Institutt for husdyr- og akvakulturvitenskap ved](#) Universitet for Miljø og Biovitenskap tyder på at det er høyere innhold av N i norsk grovfôr enn i nabolandene. I enkelte distrikt er det også observert høye ureakonsentrasjoner i melk. Noe som tyder på høy andel av protein i forhold til energi i fôret. Høy N-konsentrasjon kan føre til lavere utnytting av nitrogen i fôret (Oenema, Witzke, Klimont, Lesschen and Velthof 2009). Konsekvenser av redusert gjødsling på N-innholdet i grovfôr bør utredes nærmere.

6.3.2. Bedre handtering av husdyrgjødsel

6.3.2.1. Bedret lagerkapasitet og gunstigere spredetidspunkt

Næringsstoffene i husdyrgjødsel blir best utnyttet ved å spre små mengder per arealenhet i vekstsesongen. Det betyr at lagerkapasiteten må være så stor at en kan spre det meste av gjødsla om våren og etter første slått. Minstekravet i gjødselvereforskriften er 8 måneders kapasitet. I store deler av Norge vil oppfylling av minstekravet ikke være nok til at en virkelig kan spre gjødsla når det er optimalt for plantene.

I områder med stor tetthet av husdyrgårder kan en interessant løsning være felles kum for lagring av overskuddsgjødsel og/eller etablering av felles biogassanlegg med tilstrekkelig etterlagring. Virkningen av gjødsla er stort sett bedre ved spredning i åker enn på eng dersom den spres før eller i vekstsesongen. Rask nedmolding er viktig. Gjennom forsøk har en funnet at harving medfører at ca. 50 % av gjødsla blir blanda inn i jorda, mens resten blir liggende oppå overflata. Pløying medfører at bare 5 % blir liggende på overflata. Dette gjør at ammoniaktapet blir større ved harving enn ved pløying dersom en innarbeider gjødsla etter 3 eller 9 timer. Størst reduksjon av ammoniaktap får en dersom en pløyer ned gjødsla kort tid etter spredning. Værforholdene under og etter spredning kan ha stor innvirkning på utnyttelse og tap av næringsstoff. Ved å tynne ut gjødsla med vann og spre gjødsla i kjølig vær med lett duskregn reduseres tapet ved spredning på eng. Når gjødsla spres på våt jord er det viktig å bruke utstyr som gir liten risiko for kjøreskade, som for eksempel slepeslange.

6.3.2.2. Spredestyr og spredemåter

Den refererte utvalgsundersøkelsen til Statistisk Sentralbyrå fra 2000 viste at det ble brukt breispreder eller kanonspreder på 93 % av eng- og beitearealet som ble tilført husdyrgjødsel. For åker var tilsvarende tall 95 %. Det finnes ikke nyere tall, men en kan anta at metoder som stripespredning og nedfelling har fått et noe større omfang de siste ti årene. Men slikt utstyr er kostbart, og det vil derfor ta lang tid før en eventuelt har erstattet tankvogner med breispreder eller kanonspreder med nyere spredeteknologi. En eventuell utvidelse av prøveordningen med tilskudd til miljøvennlig spredning til å gjelde hele landet, vil trolig påskynde utskiftningen av eldre utstyr. Men på kort sikt vil potensialet for utnyttelse av næringsstoffene ved bedre tilpassing av spredetidspunkt og mengder være større enn av omlegging til bedre spredeteknikker. Det trengs imidlertid en bedre kontroll med spredemengde og spredjevnhet for å sikre en bedre utnytting av tilført gjødsla.

DGI kan være en måte å redusere NH_3 -tapet på der forholdene ligger til rette for det: Tapet under og etter spredning av husdyrgjødsel var 9 220 tonn, eller 42 %. Tapet fra eng var på 6.846 tonn.

Tabell 11: Estimert reduksjon av NH_3 utslipp ved spredning av gjødsla på eng med DGI under forutsetning at bruk av DGI gir 60 % reduksjon av NH_3 tap

Andel gjødsla som spres med DGI	Redusert utslipp av N i NH_3 i Tonn
50 %	2 054
100 %	4 107

60 % er et "grovt" anslag, og man tar ikke hensyn til at noe av gjødsla allerede er blandet ut i vann. Dette vil i så fall redusere effekten, men på den andre siden er 60 % også et konservativt anslag. Konklusjonen er at 60 % reduksjon beholdes.

Stripespredning synes å gi ca. 20 % reduksjon av ammoniakkutslipp (Sommer & Hurtchings, 2001), men effekten kan være større på 1.års eng. Koplet sammen med vannutblanding, kan dette tiltaket gi reduksjoner på ca. 50 %. I forhold til breispredning synes stripespredning å være viktig fordi teknikken gir bedre kontroll på utspredd mengde per daa, samt bedre spredjevnhet. Dette er

absolutte forutsetninger for å øke utnyttelsen av gjødsla, og er mer viktig ved lavere mengder gjødsel per daa.

Nedfelling av gjødsel vil altså medføre at ammoniakkutslippet blir lavere. Når ammoniakkutslippet reduseres vil lystgassproduksjonen fra ammoniakk i atmosfæren bli redusert. På den andre siden vil det, dersom nedfellingen medfører anaerobe forhold eller man nedfeller under anaerobe forhold, dannes lystgass fra jorda. Beregninger fra Nederland (Schils et al. 2006) ved bruk av mekaniske nedfelle (skivenedfelle i eng) er at tiltaket vil medføre en netto reduksjon på ca. 8 % (effekten av redusert ammoniakkutslipp og økt lystgassutslipp fra jorda). Man kan ikke bruke disse tallene på DGI, siden teknologiene er helt forskjellige, men det kan gi en indikasjon av reduksjonsstørrelsene. Reduksjonen ville trolig også blitt større dersom man kombinerte dette tiltaket med biogass. For å få en positiv effekt av bedret handtering av husdyrgjødsel er det nødvendig å ta hensyn til bedre N-effektivitet av husdyrgjødsel slik at annen N-gjødsling justeres ned.

6.3.2.3. Biogassfermentering

Lystgassutslipp fra husdyrgjødsel vil kunne bli redusert i biogassanlegg. Det er to kilder til lystgassproduksjon som blir påvirket av biogassbehandling. Den ene kilden er gjødsellageret. Dersom det er flytedekke på gjødsellageret, kan delvis oksygentilgang føre til at ammoniakk, som finnes i gjødsla, blir oksidert til lystgass. Den andre kilden er jord. Biogassbehandlet gjødsel vil medføre en reduksjon av mengden organisk materiale man sprer på jorda og derved redusere oksygenforbruket og noe av grunnlaget for anaerob dannelse av lystgass. I tillegg reduseres viskositeten til gjødsla, noe som bidrar til bedre oksygenforhold i jorda. En undersøkelse fra Danmark (Sommer et al. 2004) viste at reduksjonen av lystgasstap fra bløtgjødsel kunne bli 50 - 90 %.

Norske undersøkelser må gjøres for å få mer sikre tall på mulig reduksjon under norske forhold. SFT har gjort økonomiske beregninger som er nyttige i denne sammenhengen.

6.3.3. Bedret jordforhold

6.3.3.1. Bedret drenering

Det har vært lite grøfting i Norge de siste 20- 25 årene etter at grøftetilsudd ble tatt bort. Det er derfor antatt at mye jord trenger vedlikeholdsgrøfting. I tillegg er det stadig økende areal med leiejord der grøfting heller ikke er prioritert. Et viktig tiltak for å få ned utslipp av lystgass og bedre utnyttning av tilført gjødsel, vil være vedlikehold av eksisterende drenering og nygrøfting der det er nødvendig. Dersom forandringer i klimaet fører til mildere vintre og mer nedbør, kan vi forvente et større behov for forbedret drenering. Det er per i dag ikke kjent hvor stor del av norsk jordbruksjord som har problemer med dårlig drenering. På fagmøte om hydroteknikk i Ås desember 2008 var det enighet om at det var et stort behov for økende aktivitet på drenering fremover. I tillegg til mulig tap av lystgass ble det fokusert på dårlig drenering og avrenning og forurensning. De er også trukket fram at dårlig drenering kan være en årsak til at tilførte gjødselmengder ikke har gitt tilsvarende avlingsøkning.

Det er et behov for å få utredet hvor mye jord som trenger bedret drenering og oppdaterte kostnader og gevinst for gardbrukeren/ samfunnet av å utbedre dreneringen. Det er behov for å sammenstille samlet effekter av dårlig drenering både på lystgasstap og for avrenningstap og vurdering av hvilke faktorer som virker inn på dette under norske forhold. Det kan være aktuelt å lage oversikter over (v.h.a jordsmonnskart, dreneringsstatistikk) hvilke arealer som er antatt å ha dårlig dreneringsstilstand, omfang av arealer som er potensielt utsatt for lystgasstap. Dette tema kan vurderes tatt opp i forhold til SLF sitt "Nasjonalt utviklingsprogram for klimatilskott i landbruket."

6.3.3.2. Redusert jordpakking

Det trengs en bevisstgjøring av gardbrukere på skadelige effekter av jordpakking gjennom mer informasjon om sammenhengen mellom jordpakking, avling og miljøbelastninger. I grovførdistrikt skjer jordpakking først og fremst ved høsting av grovfôr under fuktige forhold og spredning av husdyrgjødsel og kalk med tunge vogner. Det er en del tiltak som kan settes inn for å redusere

jordpakking som er god. Disse er for eksempel oppsummert i læreboka Økologisk Jordkultur av Hansen og McKinnon (1999) og gjort mer rede for i rapport 2 fra Bioforsk.

6.3.3.3. Kalking av sur jord

I sur jord vil en større del av nitrogen som denitrifiseres slippes ut som lystgass enn i mer basisk jord. Dette skyldes at ved stigende pH synker andel lystgassnitrogen av totalt denitrifisert nitrogen, og mer NO_x reduseres helt til molekylært nitrogen (N₂) (Budai 2009). På den måten blir reaktivt nitrogen deaktivert. Kalking av sur jord er derfor et tiltak som reduserer andelen av denitrifisert nitrogen som slippes ut som lystgass.

6.3.4. Tilpassett N-gjødsling for å redusere utslipp

6.3.4.1. Justering av N-gjødsling til norm

Fordi beregninger tyder på at det i en god del tilfelle gjødsles med mer N på melkeproduksjonsbruk enn det foreslått norm tilsier, er det ønskelig med en nærmere kartlegging av hvor dette er mest utbredt og en analyse av mulige tiltak for å redusere N-gjødsling Dette belyses nærmere i rapport 2 fra Bioforsk.

6.3.4.2. Justering av N-norm

De store overskuddene på N i gjennomsnittlig handelsbalanse på melkeproduksjonsgårdene tyder på at også gjødslingsnormene er høye sett i et miljøperspektiv. Med økt fokus på nitrogen, blant annet knyttet til lystgass og andre tap, vil det være naturlig at en ny gjennomgang av gjødslingsrådene på nitrogen blir gjennomført. Dette belyses nærmere i rapport 2 fra Bioforsk.

6.3.4.3. Gjødslingsplanlegging med beregning av næringsstoffbalanser og bedre verktøy

En miljømessig god landbruksdrift var et viktig argument for å innføre obligatorisk gjødslingsplanlegging, og gjødslingsplan basert på jordanalyser er nå et krav for å motta produksjonstillegg. Det er krav om å ha en agronomisk forsvarlig plan. Gardbrukeren kan lage planen selv eller få den utarbeidet gjennom rådgivningstjenesten. Det kan bli gjennomgang av planen ved stikkprøveinspeksjon.

Ved en slik ordning er det også viktig at grunnlagsmaterialet for gjødslingsrådgivningen er best mulig. Bioforsk har lagt sine gjeldende gjødslingsråd ut under ["Gjødslingshåndbok" på internett](#). De siste to åra er en stor omlegging gjennomført på tilrådinger for fosforgjødsling. Med økt fokus på nitrogen, blant annet knyttet til lystgass og andre tap, vil det være naturlig at en ny gjennomgang av gjødslingsrådene for nitrogen blir gjennomført. Rådende programmer for gjødslingsplanlegging bruker i stor grad Bioforsk sine gjødslingsråd, og understreker derfor hvor viktig kontinuerlig oppdatering vil være.

Gjeldende systemer for gjødslingsplanlegging har noen svakheter. For det første er de ikke tilpasset produksjonssystemer som avviker mye fra "Norm-gjødsling", for eksempel ekstensive systemer m.h.t. næringsforsyning. De er også lite egnet for å fange opp effekter av dynamikk i organisk materiale, som er knyttet til for eksempel moldinnhold, husdyrgjødsel, grønnjødsel etc. Likeledes er det problemstillinger rundt belgvekster og nitrogen, som ikke dekkes tilfredsstillende under varierende forhold. Systemene er også lite egnet til å vise tap av næringsstoffer og næringskonsentrasjoner i plantemasse, og dermed også lite egnet som grunnlag for beregning av næringsbalanser. Disse forholdene er tatt opp i en pågående ny revidering av gjødslingsplanprogrammet "Skifteplan", det mest brukte programmet i Norge. En versjon særlig tilpasset økologisk landbruk (arbeidstittel GJØK) er under utvikling (Fystro 2005). Utviklingen er finansiert gjennom Statens Landbruksforvaltning (SLF), og ble sluttrapportert ved siste årsskifte. Per dato er det programmeringsbiten som henger noe etter, men testversjon er laget. Teoridelen i programmet er utviklet, men videreutviklinger av for eksempel husdyrgjødsel og ammoniakktap, samt potensialer for planteproduksjon (tilvekst), trenger ytterligere utvikling. Programmet er vesentlig mer komplekst enn dagens system, og omfattende testing vil være viktig før produktet er klart for markedsføring. Programmet blir brukt i en del forskningsaktivitet.

Det brukes mange verktøy som inkluderer næringsbalanser i europeiske land (Halberg, Verschuur and Goodlass 2005)

6.3.4.4. Evaluering av økonomiske rammebetingelser for melkeproduksjon med tanke på reduserte N-tap

Økonomisk sett er gjødsel en innsatsfaktor for å øke avlingen. Dermed er mengden av gjødsel som brukes avhengig av både selve gjødselprisen, produktprisen (for eksempel korn, kjøtt eller melk) og produksjonsfunksjonen (det vil si sammenheng mellom bruk av nitrogen og effekt på avlingsøkning). Grovt sett gjør lave priser på nitrogen i kunstgjødsel og høye priser for produkt det økonomisk lønnsomt til å bruke mer nitrogen enn ved høyere nitrogen- og lavere produktpriser. En forandring av disse prisene har imidlertid stor betydning for bøndernes inntekt.

MILDRI prosjektet konkluderte med at kornbønder ville kunne tjene 5000 kroner per årsverk ved å gjødsla 1 kg mindre per daa og år (Engeland 2002), men kunne ikke forklare hvorfor dette ikke ble gjort. Gjødslingsreduksjon med 1 kg ville i følge analysene redusere avrenning med 12 %. En mulighet er at 5000 kr er for lite i forhold til usikkerheten mht bestemmelsen av "riktig" gjødslingsmengde.

7. Oppsummering og prioritering av tiltak

Denne rapporten belyser faktorer som bidrar til redusert N-effektivitet i husdyrproduksjon og øker risikoen for utslipp av lystgass. Hovedvekt er lagt på håndtering av husdyrgjødsel.

For å få en bedre utnytting av husdyrgjødsel er en avhenging av å se hele gardsdrifta i sammenheng. Bedre lagerkapasitet vil kunne bety mye lokalt for å sikre vårspredning av husdyrgjødsel. Siden det meste av gjødsla spres om våren og sommeren vil bedre lagerkapasitet ikke være nok til å bedre utnyttingen av husdyrgjødsel generelt. Bedre bevissthet på optimale spredetidspunkt og spredemengder for gjødsel, og bedre spredeutstyr vil kunne redusere ammoniakktap betydelig. Det totale N-tapet og risikoen for lystgassutslipp vil imidlertid bli like stort dersom det ikke tas hensyn til N i husdyrgjødsel i gjødslingsplanlegginga. Fordi de fleste melkeproduksjonsgårder i Norge i dag har en stor førimport og samtidig et betydelig innkjøp av nitrogen i form av kunstgjødsel, har de fleste et netto overskudd av nitrogen. Både plantenes mulighet til å utnytte tilført nitrogen og forutsetningene for lystgassutslipp er påvirket av forholdene i jorda. I våt og pakket jord synker nitrogeneffektiviteten og faren for forurensing øker.

Det er vurdert en del tiltak og forhold som kan bidra til økt N-effektivitet og reduserte N-utslipp. Innenfor dette prosjektets ramme er det ikke mulig å tallfeste hvor mye de ulike tiltakene vil bety i reduserte utslipp av lystgass. I rapport 2 til SFT (Øygarden m.fl. 2009) estimeres effekt av tiltak basert på IPCC sine emisjonskoeffisienter og utenlandske undersøkelser. Det finnes imidlertid svært få målinger av lystgassutslipp som er gjort under norske forhold. I et samarbeidsprosjekt mellom Bioforsk og UMB gjøres det nå helårsregistreringer av lystgassutslipp i utvalgte produksjonssystem, og det vil beregnes emisjonskoeffisienter for lystgass tilpasset norske forhold. Når disse er på plass, er det lettere å lage mer realistiske estimat av effekten av ulike tiltak på reduserte lystgassutslipp.

Vi vet imidlertid at jo mer effektivt tilført nitrogen blir utnyttet, jo mindre blir utslippene av lystgass. Derfor foreslår vi i å utrede disse tiltakene nærmere:

- Evaluering av N-effektiviteten i ulike produksjoner i norsk jordbruk og identifisering av flaskehalser som forhindrer bedre utnytting av tilført nitrogen. Det er behov for bedre (og nyere) statistiske data for en rekke av analysene knyttet til husdyrgjødsel lagring, håndtering, spredning (metoder og tidspunkt) og til næringsinnhold i ulike typer husdyrgjødsel.

- Tiltak for å redusere tilført mengde N i forhold til forventet og oppnådd avling, både bedre tilpassing til norm og konsekvenser av reduserte normer for N-gjødsling.
- Det er undersøkt effekt av ulik husdyrgjødselhandtering på redusert ammoniakktap, men det er lite data på lystgasstap ved ulikt handtert husdyrgjødsel under norske forhold, samt data på utvasking av nitrogen. Her er det behov for en del målinger i felt over ulike sesonger.
- Utrede hvor mye jord som trenger bedret drenering og oppdaterte kostnader og gevinst for gardbrukeren/ samfunnet av å utbedre dreneringen. Utarbeide et grovt estimat på hvor mye bedret drenering kan redusere lystgassutslipp.
- Utrede effekt av redusert jordpakking på risiko for lystgasstap samt kostnader med tiltaket.

Agronomiske og miljømessige evalueringer må suppleres med konsekvensanalyser som belyser virkningen for bondens og samfunnets økonomi:

1. Foretaksøkonomiske vurderinger, dvs. kalkyler for ulike tiltak og vurdering av usikre og variable forhold for de ulike tiltakene.

2a. Samfunnsøkonomiske vurderinger, hvor en ser på potensialet for de ulike agronomiske tiltakene samt vurderer samfunnsøkonomiske kostnader for potensiell reduksjon. Dette er en oppgave som ikke nødvendigvis kan tallfestes for alle tiltak og derfor vil involvere kvalitative vurderinger.

2b. I tillegg til de samfunnsøkonomiske vurderingene er det nødvendig å gjennomføre en virkemiddelvurdering. Den bør omhandle hvordan man kan gjennomføre de ulike tiltakene, med juridiske, økonomiske eller rådgivnings og informasjons midler. Det er sentralt å se på mulig effektivitet av ulike tiltak, omfanget av implementering og de administrative kostnader som er forbundet med tiltakene.

8. Referanser

- Bechmann, M., Pengerud, A., Eggestad, H.O., Deelstra, J. og Øygarden, L. 2008. Erosjon og næringsstofftap fra jordbruksarealer. Årsrapport for 2006/07 fra Program for jord- og vannovervåking i landbruket (JOVA). Bioforsk Rapport 3 (20).
- Bjørlo, B. and P. Schøning (1997) Resultatkontroll jordbruk 1997. Gjennomføring av tiltak mot forurensninger (Oslo-Kongsvinger: Statistics Norway)
- Bleken, M. A. og Bakken, L. R. 1997. The Nitrogen Cost of Food Production: Norwegian Society, *Ambio*, vol. 26, no. 3, pp. 134-142.
- Bleken, M. A., Steinshamn, H., og Hansen, S. 2005. High Nitrogen Costs of Dairy Production in Europe: Worsened by Intensification, *Ambio*, vol. 34, no. 8, pp. 598-606.
- Budai, A.E. 2009. Effects of cultivation practices on denitrification and its product ratios. Master Thesis 2009. Department of plant and environmental sciences, UMB, Ås. 36 s.
- Engeland, S. 2002. Mindre gjødsel gir mer penger. *Nationen*, 30.5.2002.
- European Environment Agency. 2006. Integration of environment into EU agriculture policy - the IRENA indicator-based assessment report, European Environment Agency, 2.
- FAOSTAT 2008. ResourceSTAT-Fertilizer (may 2008).
<http://faostat.fao.org/site/575/default.aspx#ancor>

- Fystro, G., Abrahamsen, S., og Lunnan, T. 2005. Utvikling av nye metoder for gjødslingsplanlegging. Grønn kunnskap 9(2): 383-389.
- Fystro, G., Hoel, B. Hole, H. Lunnan, T. og Riley, H. 2008. Gjødslingshåndbok. <http://www.bioforsk.no/LoadPage.aspx?page=http://www.bioforsk.no/dok/senter/ost/ape/gjodslingshandbok/gjodslingshandbok.html&ResearchAreaID=2>
- Gundersen, G. I. og Rognstad, O. 2001. Lagring og bruk av husdyrgjødsel. Rapport 2001/39. Statistisk sentralbyrå.
- Halberg, N., G. Verschuur og Goodlass, G. 2005. Farm level environmental indicators; are they useful?: An overview of green accounting systems for European farms. Agriculture, Ecosystems and Environment 105 (1-2): 195-212
- Hansen, S., Bleken, M.A. og Sitaula, B.K. 2008. Effect of soil compaction and fertilization practise on N₂O emission and CH₄ oxidation. Proceedings of the Conference on "Organic agriculture and climate change" at ENITA Clermont, April 17th-18th, 2008. CD-Rom. Publisher: Centre National de Ressources en Agriculture Biologique, ENITA Clermont Ferrand, France.
- Hansen, S., Mæhlum, J.E. og Bakken, L.R. 1993. N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. Soil Biol. Biochem. 25:621-630.
- Hansen, S. og McKinnon, K. 1999. *Økologisk jordkultur*. Landbruksforlaget/ Bioforsk Økologisk.
- IPCC. 2006. The Intergovernmental Panel on Climate Change . IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. (www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html)
- Jorrdatabanken ved Bioforsk Jord og Miljø (<http://128.39.191.10/jorrdatabank/jorrdatabank.php>)
- Koesling, M. 2005. Development and Efficiency of Nitrogen Fertilisers used in Agricultural Production in different European Countries. I: Plant Research International Wageningen, Maastricht, s. 30-33.
- Kyllingsbæk, A. and J.F. Hansen. 2007. Development in nutrient balances in Danish agriculture 1980-2004. Nutrient Cycling in Agroecosystems (79) pp. 267-280
- Landbruks- og Matdepartementet. 2003. *Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav*. . [FOR 2003 07 04 nr 951: Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav](#)
- Landbruks- og Matdepartementet 2008, *Forskrift om tilskudd til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel*. [Forskrift om tilskudd til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel](#).
- Martinez, J., Pain, B., Menzi, H. og Morken, J. 2001. An overview of the abatement strategies. I: Ammonia losses from field applied manure (Eds.: Sommer, S.G., Hurtings, N.J. og Carton O.T.) Research Centre Foulum, Tjele, Danmark DIAS Report nr. 15.
- Mikkelsen, S., Iversen, T. M., Kjær, S., og Feenstra, P. 2005. The regulation of nutrient losses in Denmark to control aquatic pollution from agriculture. I: Evaluating Agri-Environmental Policies: Design, Practice and Results, Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- Miljøstyrelsen 2001. *Risikovurdering ved anvendelse af vandingskanoner til udspredding af gylle fortyndet med vand*, www.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-564-0/html, Miljøprosjekt nr. 606.
- Ministeriet for fødevarer, Landbrug og Fiskeri 2008. Landbrug og klima - Analyse af af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser. Fødevareministeriet.

- Norell, B. og Sjudahl, M. 2005. Sweden's experience with evaluating agri-environmental payments. I: *Evaluating Agri-Environmental Policies: Design, Practice and Results*, Paris.
- Nieder, R. 2008. Nitrogen Surplus in German Agriculture: Interactions with Soils, Aquifers and Adjacent Ecosystems. Pp. 113-129 in M. Hack, Z. Baiyu, M. Roelcke, M. Mirza, L. Hongyan, M. Shuguang, C. Jianing, C. Shengkui, G. Quansheng, H. Yanmei, G. Dan and Z. Yan eds., *Sustainable land use and water management* (Beijing, P.R. China: UNESCO)
- NILF 2007. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning . Driftsgranskinger i jordbruket 2007 (<http://www.nilf.no/Driftsgranskinger/Bm/2007/hoved.shtml>) (side 4)
- OECD 2008a. Farm Management., *Environmental Performance of Agriculture in OECD countries since 1990* (Paris, France: OECD), s. 160-177
- OECD 2008b. Nutrients., *Environmental Performance of Agriculture in OECD countries since 1990* s. 48-62
- Oenema, O., H.P. Witzke, Z. Klimont, J.P. Lesschen og Velthof, G.L. 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133 (3-4) s. 280-288.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H. og Djurhuus, J. 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agric. Ecosys. Environ.* 112:207-220.
- Raadal, H., Schakenda, V. og Morken, J. 2008. Potensialstudie for biogass i Norge. Østfoldforskning.
- Rees, R.M., B. Ball, K. Topp og Watson, C. 2008. Nitrous oxide emissions from a grass arable rotation in NE Scotland. International Symposium Organic agriculture and climate change, Enita Clermont, France, 17-18 April. http://www.abiodoc.com/fileadmin/uploads/Colloque/Diaporama/TH05/19_Rees.pdf
- Schils, R., Olesen, J., Prado, A. D. og Soussana, J.F. (2006). A farm level approach for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. RAMIRAN Aarhus 2006, Horsens, Denmark.
- Sommer, S.G. og Hurchings, N.J. 2001. Ammonia volatilisation from field applied animal manure – The ALFAM statistical. Model I: Ammonia losses from field applied animal manure(Eds.: Sommer, S.G., Hurchings, N.J. og Carton O.T.). Danish Institute of Agricultural Sciences, Foulum, Denmark, DIAS Report nr. 15.
- Sommer, S. G., Petersen, S. O. og Moller, H. B. 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69(2), 143-154.
- Statens landbruksforvaltning 2008. Oppnådde priser i forhold til målpris samt prisutvikling for fjørfekjøtt, matmel og kraftfôr i jordbruksavtaleåret 2007-2008. Rapport-nr: 18/2008. 46 s.
- Statistisk sentralbyrå. Modell for beregning av ammoniakutslipp for 2007.
- Statistisk sentralbyrå 2008. <http://www.ssb.no/jordhus/tab-2008-04-15-03.html>
- Statistisk sentralbyrå 2008. Husdyrhold - Talet på storfe og sau per 1. januar1. Fylke. <http://www.ssb.no/emner/10/04/10/jordhus/tab-2008-04-15-02.html>
- Steinshamn, H., Thuen, E., Bleken, M. A., Brenøe, U. T., Ekerholt, G., og Yri, C. 2004. Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy farming system in Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (104), 509-522.

Stalenga, J., J. Kus & A. Madej 2005. *Energy efficiency of selected organic farms and their influence on greenhouse gases emission*. In: Köpke, U., U. Niggli, D. Neuhof, P. Cornish, W. Lockeretz & H. Willer (eds.) 2005. *Researching Sustainable Systems*. Proceedings of the First Sci. Conference of the Int. Soc. Of Org. Agriculture, Australia 21.-23.9.2005. FiBL & ISOFAR.

Syväsalo, E., K. Regina, E. Turtola, R. Remola & M. Esala 2006. *Fluxes of nitrous oxide and methane, and nitrogen leaching from organically and conventionally cultivated sandy soil in western Finland*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113 (2006) 342-348.

Tveitnes, S. (red) 1993. *Husdyrgjødsel*. Statens fagtjeneste for landbruket.

Wahländer, J. (red) 2008. *Minska jordbrukets klimatpåverkan! Del 1. Introduktion och några åtgärder/styrmedel*. Svenska Jordbruksverket. Rapport 2008:11.

Øgaard, A.F. 2008. *Gjødslingspraksis ved bruk av husdyrgjødsel. Resultater fra fire nedbørfelt i JOVA-programmet*. Bioforsk Rapport 3 (60). Bioforsk Jord og Miljø.

Øygarden, L., Nesheim, L., Dorsch, P., Fystro, G., Hansen, S., Hauge, A., Korsæth, A., Stornes, A.K., Krokan, K. 2009. *Klimatiltak i jordbruket - mindre lystgassutslipp gjennom mindre N-tilførsel til jordbruksareal og optimalisering av dyrkingsforhold*. Bioforsk rapport, vol 4 (175). 65 s.