

**KLIMATCERTIFIERING
FÖR MAT.**

Rapport 2011:1

UTSLÄPP AV VÄXTHUSGASER I VÄXTODLING

UNDERLAG TILL KLIMATCERTIFIERING

Maria Berglund och Magdalena Wallman

Innehåll

| | | |
|-----|--|----|
| 1 | INLEDNING..... | 4 |
| 2 | KLIMATPÅVERKAN FRÅN VÄXTODLING – KUNSKAPSSAMMANFATTNING | 5 |
| 2.1 | FOSSIL KOLDIOXID, CO ₂ | 5 |
| 2.2 | LUSTGAS, N ₂ O, FRÅN MARK..... | 6 |
| 2.3 | KOLDIOXID, CO ₂ , FRÅN MARKANVÄNDNING..... | 8 |
| 3 | MÖJLIGHETER ATT MINSKA UTSLÄPPEN | 13 |
| 3.1 | KVÄVETILLFÖRSEL | 13 |
| 3.2 | PRODUKTION AV MINERALGÖDSEL | 15 |
| 3.3 | ANVÄNDNING AV STALLGÖDSEL | 17 |
| 3.4 | ANVÄNDNING AV RÖTREST..... | 19 |
| 3.5 | ANVÄNDNING AV SPECIALGÖDSELMEDEL | 20 |
| 3.6 | VÄXTFÖLJD | 21 |
| 3.7 | FRILANDSODLING AV GRÖNSAKER | 22 |
| 3.8 | VÄXTHUSODLING | 24 |
| 3.9 | ENERGIANVÄNDNING PÅ GÅRDEN | 26 |
| 4 | FÖRSLAG TILL KRITERIER FÖR VÄXTODLING | 29 |
| 4.1 | GÖDSLING OCH VÄXTFÖLJD..... | 29 |
| 4.2 | ODLING PÅ ORGANOGENA JORDAR..... | 30 |
| 4.3 | VÄXTHUSODLING | 30 |
| 4.4 | ENERGIANVÄNDNING PÅ GÅRDEN | 31 |
| 5 | REFERENSER | 32 |

1 Inledning

Denna rapport är en del i projektet Klimatcertifiering för mat. Detta projekt initierades av KRAV och Svenskt Sigill under 2007, och syftet är att *minska klimatpåverkan genom att skapa ett certifieringssystem för mat där konsumenterna kan göra medvetna klimatval och företagen kan stärka sin konkurrenskraft*. Projektet drivs av KRAV och Svenskt Sigill i samverkan med Milko, Lantmännen, LRF, Scan och Skånemejerier. Även Jordbruksverket medverkar som adjungerad i projektet (www.klimatmarkningen.se).

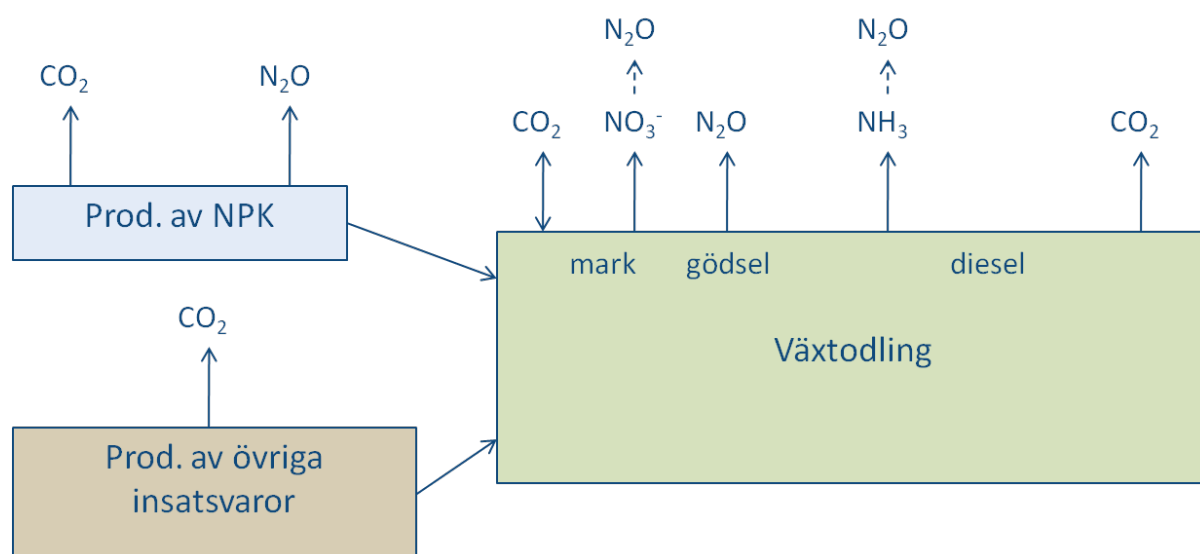
År 2008 utarbetades ett kunskapsunderlag med regelförslag för klimatcertifiering av växtodling inom ramen för projektet klimatcertifiering för mat, *Underlag till regler för minskad klimatpåverkan inom livsmedelsproduktionen – Lantbruk*. Sedan dess har underlag tagits fram för bl.a. animalieproduktion och fodermedel av SIK. Upplägget på underlagsrapporterna har efter hand givits en gemensam form och struktur. Under hösten 2011 uppdrog projektet åt SIK att uppdatera underlaget för växtodling för att det dels ska inkludera ny kunskap inom området och dels ska följa strukturen hos övriga underlagsrapporter. Föreliggande rapport bygger alltså på den tidigare rapporten, men materialet har bearbetats och uppdaterats. Kapitlet om organogena jordar har bearbetats utifrån ett underlag om odling på mulljordar framtaget av Helena Bengtsson, KRAV. Christel Cederberg har bidragit till avsnitt 2.3, Koldioxid, CO₂, från markanvändning.

Syftet med denna rapport är att identifiera kritiska punkter för växthusgasutsläpp i växtodling. Underlaget omfattar produktion av lantbruksgrödor såväl som trädgårdsgrödor, på friland och i växthus. Kriterier för växtodling har tagits fram utifrån det tidigare kunskapsunderlaget. Uppdateringen av underlaget är inte låst till att styrka redan befintliga kriterier, utan görs förutsättningslöst.

Kapitel 2 ger en detaljerad beskrivning av växtodlingens klimatpåverkan, vilket är utgångspunkten för resterande del av rapporten. I kapitel 3 diskuteras möjligheter att minska utsläppen, och i kapitel 4 ges förslag till kriterier för klimatcertifiering av växtodling.

2 Klimatpåverkan från växtodling – kunskapssammanfattning

I växtodlingen är koldioxid (CO_2) och lustgas (N_2O) de helt dominerande växthusgaserna, se Figur 1. Koldioxiden kommer framförallt från användning av fossil energi, d.v.s. diesel till traktorer och skördemaskiner, olja för torkning och naturgas som används vid produktion av mineralgödselkväve. Koldioxid avgår även från marken, speciellt från mulljordar, men marken kan även fungera som en sänka för koldioxid om markens mullförråd byggs upp. Lustgas bildas främst när kväve omsätts i marken och vid produktion av mineralgödselkväve. Man pratar dels om direkt lustgasavgång, d.v.s. lustgas som bildas i åkermarken och som avgår direkt till atmosfären, och dels om indirekt lustgasavgång, d.v.s. lustgas som bildas när ammoniak och nitrat som förlorats från jordbruket omsätts i andra delar av ekosystemet. Lustgasutsläppen från mineralgödselproduktionen kan minskas rejält med ny reningsteknik.



Figur 1. Schematisk skiss över huvudsakliga utsläpp av växthusgaser från växtodling på friland.

2.1 Fossil koldioxid, CO_2

Utsläppen av fossil koldioxid är helt avhängiga hur mycket och vilken typ av fossila bränslen som används. Karaktäristiskt för de fossila bränslena är att koldioxidutsläpp som sker vid slutanvändningen av bränslena helt dominerar de totala växthusgasutsläppen. Växthusgasutsläppen från förbränning av 1 MJ diesel i en traktor är ca 81 g CO_2 -ekv, varav 72 g är koldioxid (Naturvårdsverket, 2010b). Det kan jämföras med att produktionen av dieseln ger upphov till växthusgasutsläpp om ca 11 g CO_2 -ekv/MJ diesel (ELCD, 2010). När det gäller bibränslen uppstår de allra mesta växthusgasutsläppen vid produktionen av energiråvarorna, t.ex. i form av lustgas och fossil koldioxid vid odling av raps och spannmål. Förbränningen av bibränslen anses vara koldioxidneutral förutsatt att koldioxid binds i ny biomassa motsvarande den mängd koldioxid som frigjorts vid förbränningen av biomassan.

Vid värmeproduktion med fossila bränslen ger eldningsolja högre växthusgasutsläpp per energienhet än naturgas. Detta beror på skillnader i bränslenas kemiska sammansättning. De totala växthusgasutsläppen vid värmeproduktion ligger på ca 85 g CO_2 -ekv per MJ eldningsolja respektive 68 g CO_2 -ekv per MJ naturgas (Naturvårdsverket, 2010b; ELCD, 2010). Biobränslen ger klart lägre växthusgasutsläpp per energienhet. Man behöver dock även

ta hänsyn till skillnader i verkningsgraden mellan olika pannor eftersom det påverkar bränslebehovet.

Diesel är det klart dominerande drivmedlet i växtodlingen. Låginblandning av biodrivmedel i fossila bränslen ökar andelen biodrivmedel. År 2010 innehöll mer än 94 % av bensinen som användes i transportsektorn 5 % etanol och ca 90 % av dieseln upp till 5 % biodiesel, framförallt RME (rapsmetylester) (Energimyndigheten, 2011a). Knappt hälften av etanolen har producerats i Sverige, resten importeras främst från Brasilien samt från andra EU-länder. Cirka 60 % av biodieseln produceras i landet (Energimyndigheten, 2011b). Enligt den senaste kartläggningen över jordbrukets energianvändning (avser 2007) motsvarade RME-användningen 1,4 % av dieselanvändningen (SCB, 2008).

Även om förbränningen av biodrivmedlen kan anses vara koldioxidneutral medför odlingen av råvarorna utsläpp av växthusgaser. Utsläppsnivåerna varierar dock mycket beroende på vilka råvaror som använts, nivåerna för lustgasavgången från mark, hur resurskrävande odlingen är, vilka bränslen som använts i de olika processerna och vad eventuella biprodukter från drivmedelsframställningen använts till. I de så kallade hållbarhetskriterierna för biodrivmedel och flytande biobränslen finns det normalvärden för växthusgasutsläpp från produktion av olika biodrivmedel. Värdena varierar mellan 26 och 70 g CO₂-ekv per MJ vetebaserad etanol (de lägre värdena där biobränslen använts som processbränsle, och högsta värdena där brunkol använts som processbränsle) och 14 till 68 CO₂-ekv per MJ biodiesel (lägst värden för biodiesel från avfall och högst värden för biodiesel från palmolja) (STEMFS, 2011). I dessa värden ingår dock inte effekter av förändrad markanvändning (se nedan). Även tidigare livscykelanalyser visar att klimatavtrycket per MJ biodrivmedel kan hållas nere om tillverkningen drivs med biobränseln, biprodukterna utnyttjas väl ur klimatsynpunkt (t.ex. att dranken från etanoltillverkning används som foder och ersätter soja) och spannmålsodlingen sker effektivt med låga totala växthusgasutsläpp (Börjesson, 2008).

Under senare tid har allt mer uppmärksamhet även lagts på hur ökad efterfrågan på bl.a. bioenergi och proteinfoder driver avskogning eller leder till andra förändringar i markanvändningen samt vilka miljöeffekter dessa förändringar orsakar. Än så länge råder det ingen konsensus om vare sig hur effekterna av dessa förändringar ska beräknas eller hur de ska fördelas över tid och mellan olika jordbruksprodukter. Effekter av förändrad markanvändning är sällan en stor fråga för växtodlingen eftersom användningen av grödbaserade insatsvaror är så liten, och den förekommer framförallt som låginblandning av biodrivmedel i diesel.

2.2 Lustgas, N₂O, från mark

Lustgas från mark bidrar till en mycket stor del av jordbrukets klimatpåverkan och står för mer än hälften av den svenska jordbrukssektorns växthusgasutsläpp (Naturvårdsverket, 2010a). Även om utsläppen normalt bara är några kg lustgas per hektar och år har de mycket stor betydelse ur klimatsynpunkt eftersom lustgas är en så kraftig växthusgas, nästan 300 gånger starkare än koldioxid (sett i ett hundraårsperspektiv).

2.2.1 Lustgasbildning i mark

Lustgas bildas när kväve omsätts av mikroorganismer i marken, dels vid nitrifikation när ammonium omvandlas till nitrat och dels vid denitrifikation när nitrat omvandlas till gasformiga kväveföreningar. Lustgas avgår direkt från markytan till atmosfären, men kan även konsumeras i mark- och vattensystemet eller till viss del lakas ut med dräneringsvattnet

eftersom gasen har hög löslighet i vatten. I klimatrapporeringen och vid beräkning av en produkts klimatavtryck pratar man även indirekt lustgasavgång, d.v.s. lustgas som bildas när ammoniak och nitrat som förlorats från jordbruket omsätts i andra delar av ekosystemet. Lustgasbildningen är en naturlig process som inte går att undvika helt. Snarare handlar många åtgärder om att minska riskerna för att lustgas ska bildas och avgå från marken.

Nitrifikationen, d.v.s. när ammonium (NH_4^+) oxideras till nitrat (NO_3^-), är en syrekrävande process. Vid syrebrist hämmas processen vilket ökar risken för att lustgas bildas. Generellt bildas en liten andel av de totala lustgasutsläppen från marken vid nitrifikationen.

Nitrifikationen är dock en förutsättning för att denitrifikation ska kunna ske eftersom det måste finnas nitrat i marken för att denitrifikationen ska äga rum.

Den mesta lustgasen kommer från denitrifikationsprocessen. Denitrifikationsprocessen sker i flera steg ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) där lustgas är en av mellanprodukterna och kvävgas slutprodukten. Denitrifikationen sker om syretillgången är dålig och om mikroorganismerna använder olika kväveoxidföreningar istället för syre för sina respiratoriska processer. Vid mycket låga syrgaskoncentrationer sker fullständig denitrifikation till kvävgas, men om det inte är helt syrefritt avstannar processen i större utsträckning vid lustgassteget och risken för lustgasavgång ökar då.

Det är framförallt faktorer som gynnar denitrifikation som ökar risken för lustgasavgång från marken eftersom den mesta lustgasen bildas i denitrifikationen. Risken för lustgasavgången ökar vid överskott på kväveföreningar i marken, syrebrist och om det finns mycket lättomsättbart organiskt material i marken. Växterna och mikroorganismerna konkurrerar om kvävet i marken, och vid kväveöverskott kan det finnas mer kväve över till nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna. Syrebrist kan t.ex. uppstå när marken är vattenmättad eller vid packningsskador vilket försämrar lufttillförseln. Syrebrist kan även uppstå vid hög mikrobiell aktivitet i marken där stora mängder syre konsumeras. Sådana förhållanden kan t.ex. uppstå vid tillförsel av organiskt material i form av nedbrukade växtrester och stallgödsel.

De lustgasmätningar som gjorts i fält visar att lustgasemissionerna karaktäriseras av kraftiga och relativt kortvariga emissionstoppar. Sådana toppar kan t.ex. uppstå i samband med att marken töar efter vintern eller vid kraftig nederbörd efter gödsling. Då finns det mycket kväve i marken samtidigt som syretillgången är begränsad. Den stigande temperaturen på våren gynnar mikroorganismerna, men denitrifikationsprocessen avstannar inte helt ens vid minusgrader. Mätningarna som gjorts i fält visar att lustgasavgången brukar ligga på ett par kg lustgaskväve per hektar åkermark och år, men med stor variation mellan år och fält (Kasimir Klemedtsson, 2010).

2.2.2 Kvantifiering av lustgasavgången

När man ska beräkna lustgasavgången idag används ofta en enkel statisk modell (Tier 1) som bygger på FN:s klimatpanels riktlinjer för nationell inventering av växthusgasutsläpp (IPCC, 2006). Modellen används bl.a. i många livscykelanalyser av jordbruksgrödor och i Greppa Näringsens klimatrådgivningsmodul. Det finns även mer avancerade processbaserade modeller som främst används i forskningssyfte och för att öka förståelsen för de lustgasbildande mekanismerna, t.ex. COUP, DNDC och DAYCENT (Del Grosso m.fl., 2006; KTH, 2008; University of New Hampshire, 2009).

Enligt Tier 1 beräknas den direkta lustgasavgången från mark till atmosfär som en linjär funktion av mängden kväve som tillförs marken via gödselmedel och skörderester samt med tillägg med en bakgrundsemission vid odling på organogena jordar. Den indirekta lustgasavgången beräknas som en linjär funktion av mängden reaktivt kväve (nitrat, ammoniak) som förlorats från marken. Enligt denna modell beräknas lustgasavgången bli högre ju mer kväve som tillförs marken respektive förloras från marken.

Tier 1-metoden är dock tänkt för inventeringar av växthusgasutsläppen på nationell nivå och den är inte anpassad för beräkningar på grödnivå eller för att bedöma effekter av odlingsåtgärder. Modellen tar bara hänsyn till kväveflödena, och som tidigare beskrivits påverkas avgången av en rad andra faktorer. I resultatsammanställningar från fältförsök har man inte alltid sett något tydligt samband mellan kvävegiva och lustgasavgång, i alla fall inte vid relativt låga gödslingsnivåer (<100 kg mineralgödselkväve per hektar) (Kasimir Klemedtsson, 2010). Kvävet som tillförs via gödslingen är ju bara en liten del av allt kväve som finns och omsätts i marken. En gröda som växer bra och som effektivt plockar upp kväve lämnar lite växttillgängligt kväve kvar till mikroorganismerna.

2.3 Koldioxid, CO₂, från markanvändning

När marken används i jordbruket kan detta leda till att koldioxid avges (mullen bryts ned och mullhalten sjunker) eller till att kol byggs in i marken (mullhalten höjs) och att marken därmed blir en kolsänka. Ur växthusgassynpunkt brukar man diskutera mineraljordar och organogena jordar (även kallade mulljordar) var för sig eftersom de har så olika egenskaper och växthusgasutsläppen därmed skiljer sig åt. Två markanvändningsområden som brukar uppmärksammas extra ur klimatsynpunkt är inlagring av kol i permanenta gräsmarker och kolförluster vid förändrad markanvändning, speciellt vid avskogning på södra halvklotet. Vi kommer dock inte ta upp effekter av kolinlagring i permanenta gräsmarker eller av förändrad markanvändning eftersom underlaget i denna rapport framförallt gäller den öppna växtodlingen på den egna gården.

2.3.1 Mineraljordar

Det finns stora förråd av kol i form av mull i marken. Matjordsskiktet i svensk åkermark på mineraljordar innehåller i genomsnitt ca 2,5 % kol, vilket motsvarar ca 90 ton kol per hektar om man räknar med att matjordsskiktet är 25 cm och bulkdensiteten är 1,25 ton per m³ (Naturvårdsverket, 2010c).

Markens kolförråd och förändringar i kolförrådet beror förenklat på tillförsele och nedbrytningen av organiskt material i marken. Kol tillförs via rötter, skörderester, stallgödsel eller andra organiska gödselmedel. Gödsling med mineralgödsel kan också bidra till ökat kolförråd i marken eftersom gödslingen medför att den totala biomassaproduktionen ökar och att därmed mer kol från rötter och skörderester lämnas kvar i fält. Bärgning av halm kan bidra till minskad mullhalt eftersom det även innebär att kol förs bort från fältet.

Den mikrobiella nedbrytningen av organiskt material i marken påverkas av en rad faktorer som klimat, jordbearbetning och det organiska materialets sammansättning. Nedbrytningen är temperaturberoende och avtar eller avstannar helt vid låga temperaturer. Det måste finnas vatten i marken för att nedbrytningen ska kunna ske, men om det blir för blött kan processen hämmas eftersom mikroorganismerna även behöver syre och diffusionen av syre ner i marken försämras vid höga vattenhalter. Lättsmältbart organiskt material, såsom aminosyror och

sockerarter, bryts snabbt ner till koldioxid, medan större och mer komplexa molekyler, så som lignin, är mer svårnedbrytbart. Sammansättningen på det organiska materialet som tillförs marken kommer därmed att påverka hur stor andel av det kol som tillförts som kommer att finnas kvar i marken.

Effekterna av en odlingsåtgärd styrs även av markens nuvarande mullhalt. På en jord med låg mullhalt kan en åtgärd leda till ökat mullhalt, medan åtgärden inte har samma effekt på en jord som redan har hög mullhalt.

I en rikstäckande kartering av svensk åkermark har man bl.a. utvärderat hur driftsinriktningarna på gårdarna påverkar åkermarkens egenskaper, däribland kolförrådet i mineraljordar (Naturvårdsverket, 2010c). Undersökningen tyder på att halten organiskt material var högst på gårdar med nötkreatur, och att det inte var någon entydig skillnad i kolförrådet mellan gris- och rena växtodlingsgårdar. Vallodlingen angavs vara den viktigaste faktorn till den relativt höga mullhalten på nötgårdarna. Fördelen med vallodling är att jordbearbetning, vilket gynnar mineraliseringen, inte sker lika frekvent som vid odling av ettåriga grödor. Författarna observerade även att mullhalten var lägre på jordar inom ett geografiskt område där det ofta odlades potatis än på andra jordar i området där man främst odlade spannmål (undantag för Skåne). Skillnaden förklarades med den intensiva jordbearbetningen vid potatisodling och att potatis ofta odlas på sandiga jordar som inte är mindre bra på att binda in organiskt material. Det är dock viktigt att notera att olika driftsinriktningar kan knytas till vissa marktyper och geografiska områden, och att orsakssambandet mellan driftsinriktning och markens egenskaper därmed inte alltid är helt entydigt. På en stor del av åkerarealen har det även skett förändringar i driftsinriktning.

Förändringar av markkol i åkermark med öppen växtodling beräknas med modeller. Några exempel på sådana modeller som utvecklats i norra Europa är den svenska ICBM-modellen (Kätterer & André, 1999), Rothamstead-modellen från Storbritannien (Coleman & Jenkinson, 1996) och den danska C-tool modellen (Petersen, 2010). Viktiga indata i modellerna är tillförsel av kol via skörderester och organisk gödsel, temperatur, lerhalt och transporter av kol från matjorden ner till alven. Under senare år har det visats att det sker betydande flöden av kol från matjorden ner till lägre skikt vilket gör att en del av det kol som man tidigare har trott vara förluster från matjorden i stället återfinns i lägre jordskikt. Trots dessa forskningsrön är det många kol-i-mark-modeller som endast beaktar matjordsskiktet (Petersen, 2010). Mängden kol som tillförs marksystemet med skörderester och organisk gödsel är viktig eftersom marken blir en kolsänka om markens mullhalt höjs. Generellt innebär högre skördenivåer också mera kol i ovan- och underjordiska skörderester och därmed en större potential till inlagring av kol i marken. Denna potential är svårare att beräkna för växtföljder med vallar än för spannmålsväxtföljder eftersom det finns så mycket färre undersökningar från faktiska försök som redovisar mängden skörderester ovan jord och rotrester under jord efter vallgrödor än efter spannmålsgrödor (Petersen, B pers. medd. 2011).

2.3.2 Organogena jordar

Organogena jordar, även kallade mulljordar, bildas när organiskt material ackumuleras i sjöar, kärr och mossar. Ackumuleringen gynnas av syrebrist och låga temperaturen vilket hämmar nedbrytningen av det organiska materialet. Den organogena jordbruksmarken brukar delas in i torv- och gyttjejordar. Kärrtorvjordar bildas bl.a. när sjöar växer igen och är näringsrika tack vare näringstillförsel via avrinning från kringliggande områden. Mosstorvjordar är näringsfattiga eftersom de bildas i områden där vatten endast tillförs via nederbörd, och odlas i

mycket liten omfattning. Gyttjeyordar bildas under vatten och har ofta högt innehåll av kväve och kalium, men brist på fosfor. Dessutom varierar pH-värdet kraftigt på gyttjeyordarna.

Den organogena jordbruksmarkens egenskaper, så som pH, växtnäringsinnehåll och mullskiktets djup, varierar stort och beror på ursprungsmaterialets sammansättning, inblandning av mineraljord samt torvens förmultningsgrad (gäller torvjordar) (Berglund, 2007). Den odlade markens egenskaper påverkas även av odlingshistoriken såsom odlingsintensitet och hur lång tid det gått sedan dikning. Olika grödor passar i varierande grad på olika typer av organogena jordar. Vete går bra på gyttjeyordar, men sämre på torvjordar. Morötter och potatis går bra på gyttjeyordar och tyngre högförmultnade kärrtorvjordar (Berglund m.fl., 2009; Berglund, 2007). Generellt odlas torvjordarna mindre intensivt än gyttje- och mineraljordar och en relativt stor andel av torvjordarna används för bete och vallodling. Totalt sett odlas knappt 30 % av de organogena jordarna med ettåriga grödor, ca 40 % med vall och resterande areal utgörs främst av betesmark eller träda. Odlingsintensiteten på de organogena jordarna varierar dock mellan olika län, från 55 % ettåriga grödor (Örebro län) ned till 7 % ettåriga grödor (Norrbottens län) (Berglund m.fl., 2009).

Odling på organogena jordar

Enligt en nyligen genomförd inventering uppskattades drygt 7 % av den svenska jordbruksmarken utgöras av organogena jordar, varav tre fjärdedelar torvjordar och en fjärdedel gyttjor (Berglund m.fl., 2009). Andelen organogen åkermark varierar i landet. Andelen är relativt hög på Gotland och Kvismaredalen (Örebro), men lägre i många slättlandskap (Berglund, 2007). Det är värt att notera att det finns flera definitioner av organogena jordar. Inventeringen av Berglund m.fl. (2009) baseras på data där mullhalten ska vara minst 20 viktsprocent för att definieras som torvjord (Berglund & Berglund, 2010). I andra sammanhang sätts gränsen vid 30 eller 40 viktsprocent organiskt material för torv (Jordartsnomenklatur, 1953; Karlsson & Hansbo, 1984). Internationellt klassificeras torvjordarna även utifrån kriterier om mulljordskiktets djup och antalet dagar per år som marken står under vatten. I inventeringen av Berglund m.fl. (2009) ingår även gyttjeyordar med mindre än 20 % organiskt material, vilka inte alltid klassas som organogena jordar (Berglund & Berglund, 2010).

Växthusgasutsläpp från organogena jordar

Organogena jordar diskuteras ofta ut klimatsynpunkt eftersom de orsakar höga växthusgasutsläpp. Medan de organogena jordarna byggs upp och organiskt material ackumuleras sker det en inlagring av kol. Om markerna sedan dikas ut ökar syretillgången i marken vilket ökar nedbrytningen av det organiska materialet varvid stora mängder koldioxid men även lustgas avgår. Koldioxidavgången är högre från torvjordar än gyttjeyordar, eftersom gyttjeyordarna innehåller relativt stabilt organiskt material (Berglund, 2007). Torvjordarna kan både fungera som källor och sänkor för metan beroende på grundvattennivån. Vid högt vattenstånd och syrebrist kan mer metan bildas, men vid god syretillgång kan metan oxideras i marken (Maljanen m.fl., 2009). Generellt sett står koldioxid för den klart största andelen (ca 80-90 %) och lustgas för en mindre andel av de totala växthusgasutsläppen från jordbruksmark på torvjordar. Metanavgången eller oxidationen av metan i marken har generellt mycket liten betydelse för de totala växthusgasutsläppen (Berglund, 2011; Maljanen m.fl., 2009).

När de organogena jordarna dikats ut kommer markytan att sjunka, speciellt på torvjordar. Ytsänkningen är ofta kraftig direkt efter dränering, men hastigheten påverkas av bl.a. odlingsintensitet, torvens egenskaper och djup samt grundvattennivån. Sänkningen sker i fyra överlappande steg (Berglund, 2007). Först sker en sättning av jordlagren över grundvattenytan, därefter trycks de underliggande jordlagren ihop av tyngden från de övre lagren

(konsolidering). Därefter krymper jordlagren ovan grundvattenytan på grund av uttorkning. Det sista steget är mineraliseringen, eller nedbrytningen av organiskt material. De första åren efter dränering förklaras ytsänkningen framförallt av sättningen, konsolideringen och krympningen. Mineraliseringens betydelse för ytsänkningen ökar med tiden och kan stå för 10-90 % av sjunkningen.

Mineraliseringen påverkas av flera faktorer så som jordtyp, klimat, syre- och vattentillgång och hur lättillgängligt kolet är för mikroorganismerna. Vid jordbearbetning på mineraljordar bryts aggregat upp så att mer organiskt material blir tillgängligt för nedbrytning. Hög odlingsintensiteten har även rapporterats öka mineraliseringen på organogena jordar, t.ex. genom att intensiv jordbearbetning ökar genomluftningen i ytliga jordskikt (Maljanen m.fl., 2009). De organogena jordarna innehåller dock så mycket organiskt material att tillgången inte behöver begränsa mineraliseringen på samma sätt som på mineraljordar, utan begränsningar i syre- och vattentillgången kan ha minst lika stor betydelse. Sänkt grundvattennivån skulle teoretiskt öka syretillgången och därmed koldioxidavgången, men mineraliseringen kan även hämmas om det blir för torrt i marken. Dessutom varierar effekterna av förändrad grundvattennivå mellan olika platser beroende på jordprofilens sammansättning och porstorlek, exempelvis kan syretillförseln vara sämre om ytskikt är kompakt. Mineraliseringen påverkas även av klimatet, och koldioxidavgången är generellt högre vid högre temperaturer (Berglund, 2011).

Vattennivån på fältet påverkar nedbrytningen och utsläppen av växthusgaser vilket indikerar att utsläppen kan påverkas genom reglering av vattennivån på fälten. Våtläggning av marker där vattennivån kommer att variera senare under säsongen kan dock ge lustgasutsläpp större än de totala utsläppen från den torrlagda marken (Berglund, 2011). Om torvjordar lades helt under vatten skulle mineraliseringen avstanna. Metangas skulle istället avgå från marken men mängderna skulle vara relativt små och klimatpåverkan betydligt lägre än från nuvarande koldioxidavgång. Det bästa är därför att inte dränera nya torvmarker och att maximera nyttan från de redan dränerade jordarna så länge de är odlingsbara (Berglund, 2011).

Beräkning och rapportering av växthusgasutsläpp från organogena jordar

Trots att de organogena jordarna utgör en begränsad andel av den svenska jordbruksmarken uppskattas koldioxidavgången från dessa jordar motsvara knappt hälften så stor potentiell klimatpåverkan som lustgasavgången från all åkermark (Naturvårdsverket, 2010a). Lustgasavgången från åkermark är det enskilt största bidraget till den svenska jordbrukssektorns klimatpåverkan, och står för drygt hälften av sektorns växthusgasutsläpp. Utsläppen som räknas till jordbrukssektorn är lustgas från mark och stallgödselhantering samt metan från djurens fodermältning och stallgödselhantering.

I den svenska klimatrappporteringen beräknas koldioxidavgången från organogena jordar utifrån schablonvärden för ytsänkningen vid odling av olika grödor (Naturvårdsverket, 2010a). Ytsänkningen används som ett mått på koldioxidavgången, och den beräknas vara lägre för permanenta och fleråriga grödor än för grödor som kräver intensiv jordbearbetning. I beräkningarna anges att permanent bete ger en förlust på 1,6 ton kol/ha, slåttervall 3,2 ton kol/ha, spannmål 4,7 ton kol/ha och rotfrukter 7,9 ton kol/ha, vilket motsvarar 6-29 ton koldioxid per hektar och år.

Som tidigare nämnt påverkas växthusgasavgången av fler faktorer, och det är inte grödan i sig som ensam förklarar omfattningen på koldioxidavgången per hektar. Det kan snarare vara så torvjordarnas mycket varierande egenskaper dels påverkar koldioxidavgången per hektar och dels vilka grödor som odlas. Resultat från pågående mätningar i Sverige tyder på att grödvalet

inte signifikant påverkar växthusgasavgång från en och samma torvjord (Berglund, 2011). I Finland har avgång av växthusgaser från mulljord studerats i stor omfattning och något entydigt samband mellan vad som odlas och koldioxidavgången har inte heller setts i de finska studierna (Maljanen m.fl. 2007). En sammanställning av mätningar på torvjordar i de nordiska länder tyder på att koldioxidavgången var i samma storleksordning för svartträdor ($25 \pm 9,7$ ton CO_2 / hektar) som vid odling av korn (18 ± 12 ton CO_2 / hektar) eller vall (18 ± 12 ton CO_2 / hektar) och att variationen inom grödorna var mycket stor (Maljanen m.fl. 2009). Mätningar i Finland visar att kolförlusterna fortsätter under lång tid från torvjordar som tagits ur bruk och som får växa igen passivt. Koldioxidavgången var i samma storleksordning vid odling av korn på torvjord som från torvjordar som togs ur bruk för 20 till 30 år sedan (Maljanen m.fl., 2007).

I den svenska klimatrapporeringen beräknas lustgasavgången från organogen jordbruksmark utifrån mängden kväve som tillförs marken plus en bakgrundsemission som är oberoende av vilken gröda som odlas. I en svensk studie där man studerade lustgasavgången var den klart högre från en odlad torvjord som odlades med korn än från en permanent gräsbevuxen torvjord (Kasimir Klemedtsson m.fl., 2009). Avgången från gräsmarken var 2 kg lustgas per hektar och år (0,6 ton CO_2 -ekv) och 15 kg lustgas per hektar (4,5 ton CO_2 -ekv) från marken som plöjts och odlas med korn. Ännu högre lustgasavgång, drygt 40 kg lustgas per hektar från juni till november, har uppmätts från morotsodling (Kasimir Klemedtsson m.fl., 2009). Morotsodlingen fanns på en annan typ av jord än övriga odlingar, vilket också kan ha påverkat lustgasavgången. En sammanställning av lustgasmätningar från torvjordar i Norden visar på lustgasavgång i samma storleksordning (Maljanen m.fl., 2009). Lustgasavgången från gräsmarker var 15 ± 16 kg lustgas per hektar och år (motsvarar $4,5 \pm 4,8$ ton CO_2 -ekv). Avgången från marker odlade med korn var $17 \pm 5,1$ kg lustgas per hektar och år ($5,1 \pm 1,5$ ton CO_2 -ekv). Lustgasavgången från torvjordar som tagit ur bruk var i samma storleksordning som från odlad mark (Maljanen m.fl., 2009).

Sammanfattningsvis kan sägas att osäkerheterna i emissionsfaktorer för koldioxid och lustgas är stora. Variationen i torvjordarnas egenskaper är extremt stor och i kombination med olika dräneringsförhållanden och årsmån blir det svårt att förutsäga speciellt lustavgången men även koldioxidavgången. Med tanke på torvjordarnas varierande egenskaper och nuvarande kunskap går det inte heller att generellt förespråka en viss gröda eller odlingsteknik för att minska växthusgasavgången från torvjordarna. Att sluta odla befintliga torvjordar behöver inte heller minska växthusgasutsläppen totalt sett eftersom både koldioxid- och lustgasavgången beräknas vara relativt hög från torvjordar som övergetts. Vid fortsatt odling är det ur klimatsynpunkt fördelaktigt om produktionen är fortsatt hög och att grödorna verkligen kommer till nytta eftersom växthusgasutsläppen då kan slås ut på en större mängd produkter och klimatavtrycket per kg produkt därmed kan hållas nere.

3 Möjligheter att minska utsläppen

3.1 Kvävetillförsel

Tillförseln av kväve till svensk åkermark med mineral- och stallgödsel 2008/09 var i genomsnitt för all areal 97 kg totalkväve (82 kg växttillgängligt kväve¹) per hektar efter spridningsförluster (SCB, 2010a; SCB 2010b; Jordbruksverket, 2010b). Räknar man bort den ogödslade arealen blir genomsnittet i stället 128 kg totalkväve, respektive 107 kg växttillgängligt kväve per ha gödslad åkermark (SCB, 2010a). Variationen är dock betydande beroende på bland annat gröda, skördepotential, tillgång till stallgödsel, markens kväveleverans etc. Inköp av kväve står för en väsentlig del av kostnaden i växtodlingen. Om kvävetillförsel är hög och äger rum vid fel tillfällen ökar risken för utlakning och denitrifikation och kväveutnyttjandet minskar. Genom att behovsanpassa kvävegivan kan man minska denna risk.

Uppdaterade gödslingsrekommendationer ges årligen ut av bland annat Jordbruksverket. Jordbruksverkets riktlinjer för gödsling och kalkning beräknas utifrån samband mellan gödselgivor och skörd, och givorna optimeras ekonomiskt utifrån aktuella priser på produktionsmedel och produkter. Gödselgivor över dessa rekommendationer är dock inte ovanliga, vilket framgår av exempelvis Stenbergs m.fl. (2005) studie av gödsling till höstvet.

Det finns flera verktyg för behovsanpassning av kvävegivan, t.ex. användning av kalksalpetermätare, växt- och jordanalyser och N-sensor. Skördevariationen inom ett och samma fält kan vara betydande vilket även innebär att kvävebehovet varierar. Med en N-sensor mäts hur mycket ljus som reflekteras och detta översätts till hur stor biomassan och kväveinnehållet är (Delin & Wetterlind, 2006). Genom att ta hänsyn till fältvariationer kan gödseln omfördelas. Detta kan för spannmål både leda till en högre kväveeffektivitet och minskad liggsäd som i sin tur ger lägre energiåtgång för torkning av spannmål (Delin, pers. medd., 2008). Båda dessa aspekter leder till en minskad klimatpåverkan per producerad mängd spannmål. Användningen av tekniken är dock begränsad, men intresset ökar. N-sensorer används främst till malkorn, höstvet, vårvete och rågvete. En metod för att ta hänsyn till variationer mellan fält i försökssammanhang är att använda sig av små ogödslade rutor (nollrutor) där kväveleveransen kan mätas med en handburen N-sensor (Gruvaeus, 2008). Denna metod kan ge en god indikation på markens kväveleverans det enskilda året och leder därmed till ökad precision i gödslingen och har därför en potential att i framtiden kunna användas i ett bredare sammanhang.

Förutsättningarna för god utveckling av grödan är årsmånsberoende. Det är därmed svårt att gödsla optimalt även om man har kännedom om markens kvävestatus det aktuella året. Ett sätt att hantera detta är att dela kvävegivan, så att grödan först får en grundgödsling och senare under säsongen, när man ser hur grödan utvecklar sig och utifrån en analys av grödans kvävebehov, en tilläggsgödsling i växande gröda (Greppa näringen, 2011). Delad giva rekommenderas vid odling av höstvet med 11,5 % proteinhalt eller högre, eller om hög skörd

¹ Växttillgängligt kväve är det kväve som förekommer i form av ammonium och nitrat. Som tillförsel av växttillgängligt kväve räknas allt mineralgödselkväve samt ammoniumkvävet i stallgödsel. Att en del av det kväve som är organiskt bundet i stallgödsel kommer att bli växttillgängligt på sikt tas inte med i beräkningen. Markleverans av växttillgängligt kväve från de föregående årens stallgödsling räknas inte heller med i tillfört växttillgängligt kväve i statistiken.

förväntas (Jordbruksverket, 2010a). Även vid måttliga kvävegivor kan delad giva användas för att öka kväveutnyttjandet.

Livscykelanalyser av spannmålsproduktion i Storbritannien såväl som i Sverige visar ett närmast linjärt förhållande mellan kvävegödsling per ton produkt och grödans klimatavtryck (Brentrup m.fl., 2004; Elmquist m.fl., 2005). Detta beror på att växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödsel och lustgasavgång från mark överskuggar övriga växthusgasutsläpp i produktionen, t.ex. från dieselanvändning och energianvändning för torkning. I livscykelanalyser beräknas oftast lustgasavgången från mark enligt klimatpanelens riktlinjer, Tier 1, vilket innebär att avgången beräknas som en linjär funktion av mängden tillfört kväve i form av gödsel och skörderester (IPCC, 2006). Vanligen dominerar tillförseln via gödsel. Hög kvävegiva per ton produkt medför med andra ord höga växthusgasutsläpp från produktion av kvävegödsel och beräknas ge högre lustgasavgång från mark. Ur klimatsynpunkt kan det därför vara intressant att gödsla under den ekonomiskt optimala givan. I studien av Brentrup m.fl. (2004) innebar en sänkning av kvävegivan från 192 till 144 kg N/ha (-25 %) att klimatavtrycket per kg produkt minskade med ca 15 %. Dessa beräkningar är gjorda med tidigare gällande karaktäriseringsindex för lustgas (310 kg CO₂-ekv/kg N₂O). Eftersom lustgasen står för en stor del av de växthusgasutsläpp som hänförs till gödsling, skulle beräkningarna med nu aktuella karaktäriseringsindex (298 kg CO₂/kg N₂O (IPCC, 2006)) visa något lägre effekt av minskad kvävegödsling.

En studie av kvävegödslingen till höstvet 2000-2003 visar att det är tämligen vanligt att kvävegivan ligger långt över det ekonomiska optimum som Jordbruksverket varje år beräknar och publicerar i sina riktlinjer för gödsling och kalkning (Stenberg, 2005). I studien kombinerades data från Lantmännens dåvarande leverantörer av Sigillspannmål med data från fältförsök i Syd- och Mellansverige. Den genomsnittliga mineralkvävegivan var 160 kg N/ha, medan den optimala givan enligt Jordbruksverket i medeltal var 127 kg. Skillnaderna mellan aktuell gödsling och optimal giva enligt Jordbruksverket varierade mellan 27 och 42 kg N/ha.

I takt med att katalysatorer för lustgasreduktion införs i mineralgödsel fabriker kommer klimatavtrycket för mineralgödselkväve och därmed även för konventionellt odlade grödor att minska, förutsatt att allt annat är lika. Minskningen blir märkbar eftersom utsläppen från gödselproduktion hittills stått för en betydande andel av de konventionella grödornas klimatavtryck och lustgasreningen kraftigt minskar växthusgasutsläppen från gödselproduktionen. Förändringar i kvävegiva kommer fortfarande att påverka det beräknade klimatavtrycket för grödorna, men effekterna blir inte lika stora. Detta beror på att stor andel av kvävet bidrag till växthusgasutsläpp kopplas till produktionen av mineralgödsel, och när dessa utsläpp minskar blir det andra delar i grödans livscykel som i större grad dominerar grödans klimatavtryck. En minskad kvävegiva kommer dock fortfarande att ge samma utslag i minskad lustgasavgång från mark, eftersom dessa utsläpp beräknas som en linjär funktion av tillfört kväve.

Sammanfattningsvis finns det flera olika åtgärder som odlaren kan vidta för ett förbättrat kväveutnyttjande, vilket potentiellt även påverkar klimatavtrycket. Exempel som nämnts är:

- behovsanpassning efter variationer inom och mellan fält,
- delad giva anpassad efter dokumenterat behov och
- giva som är lägre än aktuella riktlinjer för gödsling.

Ett annat sätt att förbättra användningen av kväve är att sätta minimikrav på kväveutnyttjandet uttryckt i procent. Dessa krav kan sedan successivt höjas. Danmark har med sina

gödselräkenskaper erfarenheter av liknande system. Framtida regler inom en klimatomärkning skulle kunna bygga på något eller en kombination av de ovan föreslagna systemen. Det finns dock ett behov av att ytterligare utreda frågan för att komma fram till hur regler bäst kan formuleras så att ett effektivt kväveutnyttjande stimuleras.

Risken för lustgasutsläpp vid odling av kvävefixerande grödor och den efterföljande omsättningen är en aspekt som behöver belysas. I nuvarande riktlinjer för nationell rapportering av växthusgasutsläpp anger IPPC (2006) som riktvärde att 1 % av tillfört kväve kan förväntas avgå som lustgaskväve (variation 0,3-3 %). Detta angivna riktvärde är samma oavsett om kväve tillförs som mineralgödsel, grüngödsling, skörderester eller mineraliseras från jorden. Steen Jensen m.fl. (2011) redovisar i en litteratursammanställning resultat för lustgasavgång från mark med baljväxtodling och från mark där baljväxter varit den föregående grödan och jämför detta med beräknad lustgasavgång från mineralgödslade odlingar. I studien framkommer att lustgasutsläpp från baljväxtgrödor under odlingsåret tycks vara lägre än t.ex. spannmål gödslat med ekonomiskt optimal giva. Däremot pekar författarna på risker för förhöjda lustgasemissioner från skörderester efter baljväxter, i synnerhet när baljväxten används som grüngödsling. Detta kan ge lustgasemissioner i samma storleksordning som kraftigt mineralgödslade grödor, eller högre. Däremot verkar riskerna för ökade lustgasemissioner vara små efter skörd av mogen trindsäd, eftersom mängden efterlämnat kväve då är lägre.

Förutom direkt lustgasavgång, kan de stora mängder kväve som fixeras av en klövervall ge utsläpp i form av nitrat eller ammoniak. Även detta kväve kommer till viss del att avgå som lustgas. Särskild risk för att kvävet förloras finns även här vid odling av kvävefixerande grüngödslingsgrödor som inte skördas utan putsas och plöjs ned.

Kunskapen om olika strategier för hur grüngödsling bäst hanteras under skilda förutsättningar för minimerad lustgasavgång är ännu begränsad. Eventuella regler som berör odling av grüngödslingsgrödor bör därför utformas i ett senare skede.

Slutsats:

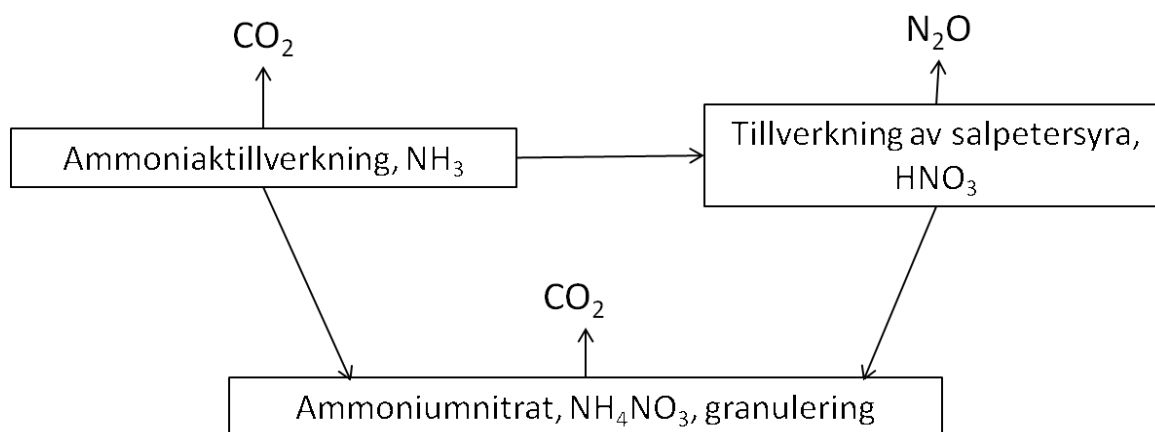
Ett förbättrat kväveutnyttjande är ett effektivt sätt att minska klimatpåverkan från växtodlingen. Vilka åtgärder som är lämpliga att vidta påverkas bland annat av odlingens inriktning och geografiska läge. Det finns ett flertal olika möjligheter för att uppnå ett förbättrat kväveutnyttjande på kort och lång sikt.

3.2 Produktion av mineralgödsel

Av kväve, fosfor och kalium som används på svenska åkrar, har produktionen av kvävegödsel störst klimatpåverkan per kg skörd. Det överlägset vanligaste enkla N-gödselmedlet i Sverige är kalkammonsalpeter (N26/27/28), följt av kalksalpeter (N15,5) och ammoniumnitrat (N34) (Jordbruksverket, 2011a). Dessa gödselmedel innehåller kväve i form av ammonium (NH_4^+) och nitrat (salpeter, NO_3^-). Utsläppen av växthusgaser från produktion av dessa former av mineralgödselkväve utgörs av lustgas och koldioxid, se Figur 2. Koldioxidutsläppen härrör från energianvändningen vid produktionen, framför allt produktionen av ammoniak. Lustgasen bildas vid produktionen av salpetersyra.

Tillverkningen av nitratgödselmedel, dit alltså alla de tre vanligaste kvävegödselmedlen på den svenska marknaden hör, innehåller tre delsteg, som genererar utsläpp av växthusgaser (www.yara.se):

1. Ammoniaktilverkning. Att binda luftens kväve är en energikrävande process. I den gödsel som finns på den svenska marknaden används oftast naturgas som energikälla i detta steg. Energiåtgången är tämligen likartad i västeuropeiska fabriker och i detta steg släpps ca 2,2-3 kg CO₂-ekv ut per kg kväve.
2. Salpetersyratillverkning. Vid omvandlingen från ammoniak till salpetersyra frigörs lustgas. Hur mycket av lustgasen som släpps ut per kg kväve varierar mellan anläggningar. Teknik för rening av utsläppen (katalysatorer) reducerar utsläppen kraftigt och är den åtgärd som minskar växthusgasutsläppen allra mest (tekniken används vid produktion av s.k. BAT-gödsel). I detta steg släpps i allmänhet ca 2,5-10 kg CO₂-ekv ut per kg kväve (den lägsta siffran representerar BAT-gödsel), men högre utsläpp förekommer också. Notera att bara hälften av kvävet i ammoniumnitrat genomgår denna process.
3. Granulering. Det åtgår viss energi för att granulera/prilla gödseln. Detta steg bidrar endast i ringa omfattning till kvävegödseltillverkningens utsläpp av växthusgaser. I detta steg släpps ca 0,1 kg CO₂-ekv ut per kg kväve i ammoniumnitrat (västeuropeiska fabriker).



Figur 2. Schematisk skiss över utsläppen av växthusgaser från tillverkning av kvävegödselmedlet ammoniumnitrat.

Ungefär 60 % av den svenska marknaden för handelsgödsel tillgodoses med produkter från en leverantör som använder lustgasrening i produktionen (Statskontoret, 2010; www.yara.se).

Tillverkningen av mineralgödselkväve står ofta för betydande andel av växthusgasutsläppen vid konventionell växtodling. I genomsnittlig sydsvensk höstveteproduktion står mineralkvävetillverkningen för ca 30 % av grödans växthusgasutsläpp vid gårdsgrind (SIK:s foderdatabas, uppdaterad 2011, opublicerad). Utgångspunkt för beräkningen är att 60 % av kvävet producerats med lustgasrening och något lägre energianvändning, medan västeuropeisk genomsnittsproduktion utan lustgasrening antas stå för resterande 40 %. Hälften av mineralkvävegödselns klimatavtryck utgörs av lustgas.² I Tabell 1 redovisas klimatpåverkan per kg kväve från tillverkning av ammoniumnitrat med lustgasrening och effektiviserad energianvändning och från genomsnittlig västeuropeisk tillverkning av

² Dessa beräkningar grundar sig på antagandet att 60 % av den mineralkvävegödsel som används har producerats med lustgasrening och lägre energianvändning.

ammoniumnitrat utan lustgasrening (www.yara.se). I tabellen redovisas också vad användning av de olika gödseltyperna innebär för dels olika typer av produktion av ammoniumnitrat, dels hur användningen av de olika typerna av ammoniumnitrat påverkar klimatavtrycket från odling av höstvetete .

Tabell 1. Klimatavtrycket från tillverkning av ammoniumnitrat vid användning av europeisk genomsnittlig teknik och teknik med lustgasrening (BAT), samt från sydsvensk höstveteodling som använder respektive gödsel.

| | Genomsnitt exkl. | |
|--|------------------|------------|
| | BAT-gödsel | BAT-gödsel |
| Ammoniumnitrat (N34) (kg CO ₂ -ekv/kg N) | 7,8 | 3,6 |
| Höstvetete, Sydsverige, gårdsgrind ³ (kg CO ₂ -ekv/kg N) | 0,37 | 0,29 |

Genom att byta från ammoniumnitrat producerad utan lustgasrening till ammoniumnitrat producerad med rening och effektiviserad energianvändning sänker man alltså i detta exempel klimatavtrycket från höstvetetet vid gårdsgrind med 12 %.

Det relativt stora bidraget till växthusgasutsläppen från produktion av mineralkvävegödsel medför att ekologisk växtodling, där sådan gödsel inte används, ofta faller väl ut så länge skördarna är någotsånär höga. Enligt beräkningar utifrån olika modellerade växtföljder inom ekologisk produktion, var växthusgasutsläppen från ekologiskt odlad vall och spannmål oftast lägre än från konventionellt odlad i samma region (Cederberg m.fl. 2011; SIK:s foderdatabas, uppdaterad 2011, opublicerad).

Utsläppen av växthusgaser är tämligen stora per kg näringsämne även för produktion av fosforgödsel med mineraliskt ursprung, men eftersom användningen per hektar (och per kg skörd) är lägre än för kväve får fosforgödslingen inte lika stort genomslag i resultaten per kg gröda. De stora utsläppen från produktionen fosforgödselmedel beror framför allt på stor energianvändning i brytningen av fosfor. Energianvändningen varierar mycket beroende på vilken typ av fyndighet som används, och därmed är även variationen i utsläpp av växthusgaser per kg P stor.

Slutsats:

Tillverkningen av mineralgödsel kan ge ett betydande bidrag till växtodlingens klimatpåverkan. Användningen av mineralgödsel som tillverkas med låga utsläpp av koldioxid och lustgas kan väsentligt minska utsläppen av växthusgaser.

3.3 Användning av stallgödsel

Tillförseln av kväve till svensk åkermark 2009 var totalt 97 kg totalkväve per hektar efter spridningsförluster, varav stallgödsel tillförde 37 kg. Till detta kommer den gödsel som djuren själva sprider när de går på betesvall (SCB, 2010a; Jordbruksverket, 2010b).

Stallgödseln står alltså för en relativt stor andel av gödselmedeltillförseln. Hur stallgödseln används i växtföljden har en avgörande betydelse för hur väl kvävet kan utnyttjas. Även spridningsteknik, spridningstidpunkt och till vilken gröda spridningen sker påverkar. Genom ett bättre utnyttjande av stallgödseln kan kompletterande tillförsel av mineralgödsel minska

³ Skörd 7 470 kg/ha; min-N 135 kg/ha (även tillfört 28 kg tot-N med stallgödsel).

och/eller skördenivån öka. Ur ett livscykelperspektiv innebär båda dessa effekter att klimatpåverkan från jordbruksprodukter minskar.

Möjligheten att sprida stallgödseln vid en optimal tidpunkt påverkas av lagringskapaciteten. I Blekinge, Skåne, Hallands och Gotlands län, kustområdena i Stockholms, Södermanlands, Östergötlands och Kalmar län samt forna Göteborgs och Bohus län ska jordbruksföretag med fler än 10 djurenheter ha lagringsutrymme för stallgödsel motsvarande gödselproduktion under 8 månader för nöt, häst, får eller getter (SJVFS 2011:25). För övrig djurhållning gäller 10 månader. I övriga delar av landet gäller dessa bestämmelser enbart jordbruksföretag med fler än 100 djurenheter. I allmänhet gäller att en ökad lagringskapacitet ger ökade möjligheter att sprida stallgödseln vid en lämplig tidpunkt.

Olika regler för stallgödselspridning gäller beroende på var i landet spridningen sker. I Blekinge, Skånes och Hallands län får spridning i växande gröda endast ske med släpslang eller myllningsaggregat, alternativt ska gödseln spädas ut före spridning eller bevattnas efter spridning (SJVFS 2011:25).

Stockholms, Blekinge, Skåne, Hallands och Gotlands län samt Öland och delar av ytterligare sju län definieras som känsliga områden i SJVFS 2011:25. För dessa områden gäller att ”tillförseln av kväve via gödselmedel begränsas så att den inte överstiger den mängd som för avsedd gröda kan anses vara nödvändig för att utnyttja växtplatsens produktionsförmåga”. Grödans beräknade kvävebehov och kvävetillförseln från samtliga kvävekällor ska beaktas.

Att senarelägga spridning av stallgödsel är särskilt gynnsamt på lerjordar eftersom vårspridning av stallgödsel kan leda till markpackning och därmed skördesänkningar. Spridning med släpslangspridning ökar i omfattning, men 2009 användes fortfarande bredspridning på 49 % av den areal som fick flytgödsel. Till höstvetete spreds däremot 82 % av flytgödseln med släpslangspridning och endast 17 % med bredspridning. Bredspridning användes på 69 % av den uringödslade arealen (SCB, 2010a). Spridning av flytgödsel med släpslang eller myllningsaggregat innebär att ammoniakförlusterna minskar jämfört med bredspridning (Nørregaard Hansen m.fl. 2008). Nedbrukning av gödsel spridd med släpslang minskar också ammoniakförlusterna, men det är viktigt att det inte dröjer för länge mellan spridning och nedbrukning – skillnaderna i ammoniakförluster mellan nedbrukning efter en och efter sex timmar är betydande.

2001 gjordes en översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket (Karlsson & Rodhe, 2002). Spridningsförlusterna för fastgödsel, urin och flytgödsel jämfördes vid olika tidpunkter och med olika spridningstekniker. Även effekten av nedbrukning uppskattades utifrån gjorda fältförsök. Vid vår- och sommarspridning av urin var skillnaderna i ammoniakförluster mellan bredspridning och släpslangspridning i regel obetydliga. Ett undantag var spridning av urin i vall där släpslangspridning var fördelaktigare. För vår- och sommarspridning av flytgödsel var släpslangspridning generellt bättre.

Av den stallgödslade höstveteearealen tillfördes 2008/2009 stallgödseln på 45 % av arealen under hösten, på 52 % av arealen under våren och på 3 % av arealen på sommaren (SCB, 2010a). För höstraps var motsvarande siffror 90, 3 resp. 6 %. På ungefär en tredjedel av den flytgödslade höstveteearealen höstspreds gödsel. Höstspridning till höstsäd är dock olämplig, eftersom marken i regel förmår leverera det kväve som grödan behöver under hösten.

Snabb nedbrukning av kväverik stallgödsel är angelägen för att minska ammoniakavgången och därmed ge möjlighet till ökat kväveutnyttjande. Karlsson & Rodhe (2002) visade att oavsett spridningsteknik var en snabb nedbrukning gynnsam för att minska ammoniakförlusterna. I dagsläget sprids två tredjedelar av flytgödseln i växande gröda, vilket omöjliggör nedbrukning. 19 % av flytgödseln myllades inom 4 timmar och ytterligare 4 % inom ett dygn år 2009 (SCB, 2010a).

Slutsats:

Stallgödselns användning i växtföljden har en avgörande betydelse för hur väl kvävet kan utnyttjas. Spridningsteknik, spridningstidpunkt och till vilken gröda spridningen sker påverkar hur väl den ursprungliga mängden kväve i stallgödseln kan utnyttjas av växterna. Trots att stallgödselhanteringen har förbättrats påtagligt, kan kväveutnyttjandet ytterligare öka genom bland annat snabbare nedbrukning (helst inom 4 timmar), ökad användning av släpplångspridare och spridning vid en optimal tidpunkt.

3.4 Användning av rötrest

Användningen av rötrest ökar i takt med att fler gårdsbaserade biogasanläggningar och samrötningsanläggningar byggs. I dessa anläggningar rötas bl.a. stallgödsel, grödor, matavfall, avfall från livsmedelsindustri och slakterier. Att börja använda rötrest i växtodlingen och/eller att producera och leverera substrat för biogasproduktionen kommer att påverka växthusgasutsläppen från växtodlingen, men effekterna varierar från fall till fall beroende på vilka förändringar som gjorts och hur växtodlingen tidigare såg ut.

På gårdar med ensidig spannmålsodling finns behov av avbrottsgrödor, t.ex. vall, för att förbättra markstrukturen, minska förekomsten av ogräs och skadegörare samt minska sjukdomstrycket. Det måste dock finnas avsättning även för denna avbrottsgröda, och då kan biogasproduktion från vallgrödor vara en lösning. Om rötresten dessutom återförs till åkermarken ökar tillförseln av organiskt material vilket är positivt för markens kolförråd. En av de grundläggande idéerna bakom biogasanläggningen som byggts i Västerås var just att förbättra växtföljden och markstrukturen på spannmålsintensiva gårdar i området genom att odla vallgrödor för biogasproduktion (Johansson, 2009).

Ökad användning av organiska gödselmedel såsom rötrest har även fler klimat- och miljöeffekter. Om rötrest ersätter mineralgödsel i växtodlingen minskar behovet av att producera mineralgödsel och därmed även utsläpp från mineralgödselproduktionen. Det är dock troligt att ett kg kväve i rötrest ersätter mindre än ett kg mineralgödselkväve eftersom spridningsförlusterna är högre och lantbrukaren räknar med lägre utnyttjandegrad för kvävet i rötrest än i mineralgödsel. Detta skulle även innebära att mer kväve totalt sett tillförs per hektar vilket kan öka riskerna för lustgasavgång och kväveutlakning. Normalläckaget av kväve från svensk åkermark beräknas läckaget generellt vara något högre från fält som gödslats både med stallgödsel och mineralgödsel än fält som enbart gödslats med mineralgödsel, givet att kväveskörden varit lika (Naturvårdsverket, 2008).

Det finns även skillnader mellan rötad och orötad stallgödsel som gör att rötad gödsel potentiellt är ett bättre gödselmedel ur klimatsynpunkt. I rötningsprocessen bryts organiskt material ner varvid organiskt bundet kväve omvandlas till ammoniumkväve som är direkt växttillgängligt. Om detta kväve utnyttjas väl skulle behovet av mineralgödselkväve kunna minska. Riskerna för ammoniakförluster från lagring av rötad gödsel är dock högre eftersom pH-värdet i gödsel stiger vid rötning, mängden ammoniumkväve är högre och den rötade

gödseln inte bildar lika bra svämtäcke som orötad gödsel. Den rötade gödseln är mer lättflytande än orötad gödsel och den tränger därmed lättare ner i marken, vilket kan minska spridningsförlusterna. Den sammantagna effekten beror på hur den rötade respektive orötade stallgödseln hanteras i det enskilda fallet. .

Rötning kan även vara ett sätt att öka återföringen av växtnäring från restprodukter och avfall från livsmedelsindustrin till jordbruket och förbättra växtnäringsutnyttjandet i stallgödsel. Stallgödseln från olika djurslag har olika växtnäringsammansättning. Svinflytgödsel innehåller ofta relativt mycket fosfor i förhållande till kväve, medan nötflytgödsel generellt har lägre fosforinnehåll i förhållande till kväveinnehållet. Genom att samröta stallgödsel från gårdar med olika driftsriktningar och återföra rötrest till djurgårdarna kan växtnäringen fördelas jämnare.

3.5 Användning av specialgödselmedel

År 2009 gödslades ca 7 % av den ekologiskt odlade arealen med specialgödselmedel. Resterande gödslad areal fick enbart stallgödsel (45 %) eller ingen gödsel alls (47 %) (SCB, 2010b). Ser man enbart till spannmålsarealen, gödslades 27 % av arealen med specialgödselmedel, varav 8 % i kombination med stallgödsel.

Det finns ett flertal gödselmedel med organiska avfallsprodukter som råvara som är godkända för ekologisk produktion. Dessa är ofta torkade och pelleterade, men säljs även i flytande form (Jordbruksverket, 2011c). SIK gjorde 2011 en beräkning av klimatavtrycket för några av dessa s.k. specialgödselmedel, närmare bestämt Biofer 10-3-1, Biofer 6-3-12 och Biofer 7-9-0. (Cederberg m.fl., 2011). Alla tre säljs i pelleterad form. I beräkningen tas ingen klimatbelastning från råvarorna med, eftersom dessa är avfallsprodukter från livsmedelsindustrin och den upphettning som sker av de ingående animaliska råvarorna är nödvändig enligt gällande lagstiftning. Det som belastar gödseln är därför bara energianvändning för indunstning och pelletering, förpackning samt transporter. I Tabell 2 visas klimatavtrycket från de tre gödselmedlen, samt vilka råvaror som används vid produktionen.

Tabell 2. Klimatavtryck från tre olika specialgödselmedel per kg produkt och per kg N.

| Gödselmedel | Råvaror | Klimatavtryck, g CO ₂ -ekv/kg produkt | Klimatavtryck, g CO ₂ -ekv/kg N |
|---------------|------------------------------|---|---|
| Biofer 10-3-1 | Köttbenmjöl, kycklinggödsel | 73 | 7,3 |
| Biofer 6-3-12 | Köttbenmjöl, benmjöl, vinass | 180 | 11 |
| Biofer 7-9-0 | Benmjöl | 42 | 3,0 |

Orsaken till att klimatavtrycket från Biofer 6-3-12 är så mycket högre är att vinassen transporteras långt samt att indunstningen av spillvatten vid vinassproduktionen är energikrävande. Vi ser att klimatavtrycket per kg kväve för Biofer 10-3-1 är i nivå med mineralgödselkväve utan lustgasrening, medan det för Biofer 7-9-0 är något lägre än för mineralgödselkväve med lustgasrening. Biofer innehåller emellertid även fosfor och kalium, vilket gör att jämförelsen med mineralgödselkväve inte blir rättvisande.

En livscykelanalys av gödsel från slaktkyckling från 2000 jämförde bidraget till växthuseffekten från färsk gödsel och torkad, pelleterad gödsel (Vestgöte, 2000). I studien ingick även en jämförelse med mineralgödsel med liknande sammansättning. Den totala

energiåtgången för torkad, pelleterad gödsel var betydligt större än för hanteringen av färsk gödsel och även större än produktion och användning av mineralgödsel. Bidraget till växthuseffekten var dock större från mineralgödsetillverkningen än för den processade kycklinggödseln, förutsatt att en förnybar energikälla används vid torkning. Torkningen var den delprocess som krävde mest energi, därefter följde paketering. I studien antogs att torkluften i trumtorken skedde med bränslepelletts som producerats i en närliggande anläggning. Det finns ett stort behov av jämförande LCA-studier av processning av andra produkter än kycklinggödsel. Regler för torkning och pelletering av restprodukter av annat slag än stallgödsel som används i odlingen bör därför utvecklas i ett senare skede.

Slutsats:

Torkning av färsk gödsel är en energikrävande process. Ur energi- och klimatsynpunkt är det betydligt bättre att använda oprocessad färsk gödsel. Om energin som används vid torkning och processning av restprodukter är förnybar eller inte har stor inverkan på hur stora utsläppen av växthusgaser blir. Regler kan därför på sikt behöva utvecklas för andra restprodukter.

3.6 Växtföljd

En varierad växtföljd kan minska skadegörartrycket, minska ogräsförekomsten och förbättra jordstrukturen jämfört med ensidig spannmålsodling (Kirkegaard m.fl. 2008). Detta innebär förbättrade förutsättningar för grödan och därmed möjligheter till ökad skörd. Dessutom kan vissa förfrukter ge skördeökningar i efterföljande gröda genom att efterlämna kväve på fältet.

Det statistiska underlaget för att beskriva vanliga växtföljder i Sverige är dåligt. Däremot finns uppgifter om förfrukter till spannmål (SCB, 2011). Av den höstspannmål som såddes hösten 2009, hade 58 % spannmål som förfrukt. För vårkorn sått 2010 var motsvarande siffra 66 % och för havre 71 %.

SLU i Skara genomförde 2001-2002 försök i Skåne med olika förfrukter till vete vid olika kvävegödslingsnivåer (Engström, 2010). De förfrukter som studerades var höstraps och ärter, och havre användes som referensförfrukt. Vid kvävegödslingsnivån 160 kg N per ha gav höstraps som förfrukt 14 % högre veteskörd jämfört med havre, medan ärter som förfrukt gav en skördeökning på 13 %. De ökade skördarna förklaras dels av minskat sjukdomstryck (framför allt minskning av svampangrepp), dels som en effekt av restkvävet i mark och skörderester från raps respektive ärter. Som förfrukt till vete brukar havre anses vara en bättre förfrukt än övriga spannmålsslag. Skördeökningarna efter raps och ärter hade alltså sannolikt varit ännu högre om en annan spannmålsgröda valts som referensförfrukt i försöken.

I en sammanställning av studier om samband mellan förfrukt och skörd av vete i tempererade områden framkommer att det ofta blir betydande skördeökningar i vete efter en avbrottsgröda (Kirkegaard m.fl., 2008). De regioner som representeras i översikten är Nordeuropa, södra Australien och Nordamerika, och de förfrukter som studerats är tvåhjärtbladiga grödor, i de flesta fall oljevaxter eller baljväxter (med vete som referensförfrukt). Skillnaderna är stora i skördeutfall mellan studier, med resultat från -13 % till +99 %. Variationen inom de refererade studierna är ännu större. Hälften av studierna visar 10-40 % ökning som medelvärde, och medianen är 20 % skördeökning för vete som odlas efter en avbrottsgröda jämfört med vete efter vete.

En stor del av de skördeökningar i höstvetete som erhålls efter förfrukter i form av baljväxter och oljeväxter är ett resultat av kvarlämnat restkväve i mark och skörderester. Höstvetetet tar upp ganska blygsamma mängder kväve under hösten; i ett försök på skånska och västsvenska jordar fann man att höstvetetet tog upp i medeltal 14 kg N/ha under hösten, med en spridning från 5 till 41 kg N/ha (Lindén m.fl., 2000). Att kväveupptaget på hösten är litet innebär att risken för kväveutlakning är stor efter förfrukter som efterlämnar mycket kväve. Miljömässigt är därmed inte de skördeökningar vi får i höstveteteodling efter t.ex. höstraps och baljväxter gratis, utan innebär risk för övergödningseffekter. I ett försök i sydvästra Sverige på sandjord 2004-2007 mättes kvävehalt och avrinning vid odling av höstvetete efter förfrukterna havre, ärtor och raps, och kväveutlakningen beräknades (Engström m.fl. 2009). För rapsen prövades olika gödslingsnivåer, 60(höst)+0(vår), 60+100, 60+150 och 60+200 kg N per ha. Det ingick också ett alternativ med fånggröda (30+150 kg N/ha) och ett med direktsådd (60+150 kg N/ha). I studien framkom att en överoptimal N-giva till rapsen (60+200 kg N/ha) ökade utlakningen under höstveteteåret med 23 respektive 27 kg N/ha de båda försöksåren jämfört med 60+150 kg N/ha. I försöket minskade fånggrödan efter höstrapsens utlakningen med 12 kg N/ha (20 %) (utan att påverka skörden). Direktsådd av vetete minskade utlakningen med 8 kg N/ha (12 %) under försökets milda vinter. Den kalla vintern blev etableringen av vetete dålig, och utlakningen ökade.

Höstrapsen har själv ett jämförelsevis högt kväveupptag på hösten, vilket gör att risken för kväveläckage kan minska under den vinter rapsen själv växer (Engström m.fl., 2009). I det försök som refereras ovan minskade kväveläckaget från rapsen med 14 kg N/ha (42 %) under september till maj vid odling av höstraps jämfört med havre (stubbearbetning och vårplöjning).

Importen av proteinfodermedel till Sverige är stor – sojamjöl låg på andra plats och rapskaka på femte plats i statistiken över olika jordbruksprodukter som Sverige importerade 2009, räknat som kvantitet (www.faostat.fao.org). De negativa miljöeffekterna från sojaodling, framför allt nyetablering av sojaodling på f.d. regnskogsmark har varit i fokus de senaste åren, och ur miljösynpunkt är det angeläget att minska sojakonsumtionen. Ett sätt att nå dit kan vara att öka den inhemska produktionen av proteinfoder, t.ex. baljväxter och oljeväxter. Varierade växtföljder har därmed inte bara ett värde i sig för växtodlingen i Sverige, utan kan vara en del av lösningen på det globala problemet med proteinförsörjning till rimliga miljökostnader.

Varken oljeväxter eller baljväxter, som här nämnts som möjliga avbrottsgrödor till spannmål, bör inte återkomma alltför ofta i växtföljden, på grund av risken för sjukdomar. För oljeväxter behövs fem-sex år uppehåll, för ärtor sex-åtta år och för åkerböna sex-sju år (www.sjv.se).

Slutsats

En god och varierad växtföljd kan öka skördarna i relation till användningen av insatsvaror. För att minimera utsläppen av växthusgaser per kg produkt och hålla växtnäringens förluster på en låg nivå är det viktigt att växtföljden planeras med fokus på kvävehushållning.

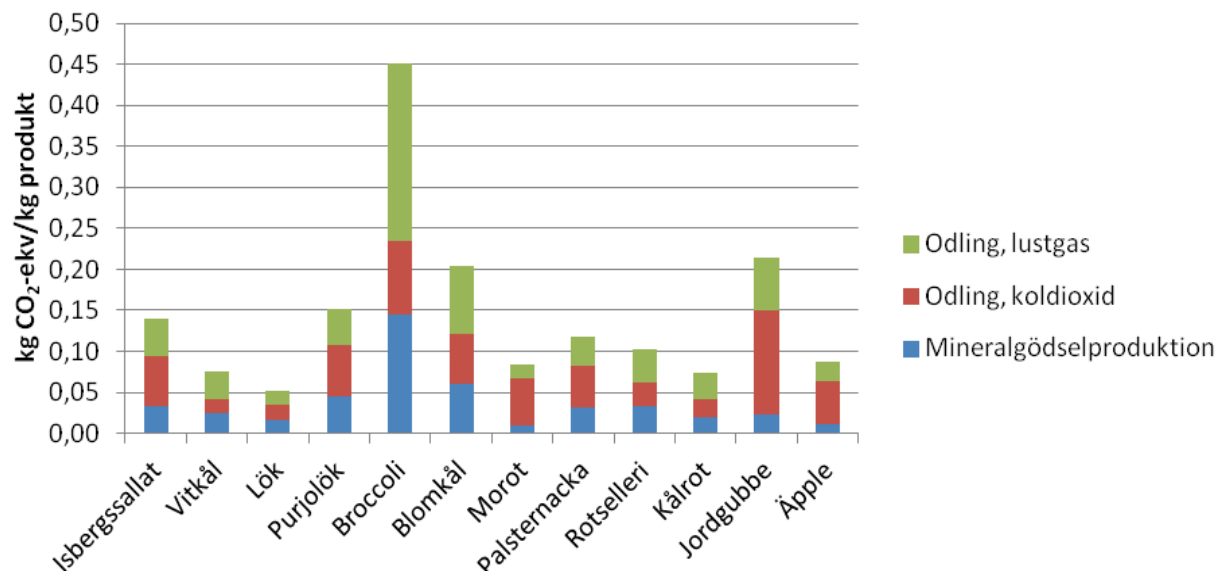
3.7 Frilandsodling av grönsaker

Utsläppen av växthusgaser från odling av frilandsgrönsaker följer i stort sett samma mönster som utsläppen från annan växtodling – produktion av mineralgödsel och lustgasemissioner från mark dominerar bilden. I Figur 3 redovisas resultat från en studie av växthusgasutsläpp från frilandsodling av grönsaker, jordgubbar och äpplen (Davis m.fl., 2011). Stapeln för varje

gröda är uppdelad på bidrag från mineralgödselproduktion och från koldioxid, CO₂, från odling samt lustgas, N₂O, från odling. Skillnaderna mellan olika grödor är stora, och skillnaderna avspeglar framför allt skördenivå och kvävegödslingsintensitet. Kvävegödslingen var 300 kg mineralgödselkväve per ha eller mer för broccoli, blomkål och isbergssallat. Bortförselelsen av kväve i skörden var i dessa fall 60-100 kg N/ha, vilket innebär stora mängder restkväve kvar i fält. För att förbättra kväveeffektiviteten och minska mängderna restkväve är det viktigt att följa upp gödsling i relation till skörd, bl.a. genom kvävebalanser för fält och för växtföljd. Att använda delad giva kan vara ett sätt att förbättra kväveutnyttjandet.

Koldioxid från odling i Figur 3 representerar framför allt dieselanvändningen i odlingen, men i fallet morot ingår även koldioxidutsläpp från mulljord (5 % mulljord antogs för att representera ett svenskt genomsnitt).

För isbergssallat, vitkål, purjolök, broccoli, blomkål och rotselleri ingår förkultivering i växthus i de resultat som visas i Figur 3. Detta medför koldioxidutsläpp från odlingen på grund av att värmekällan ofta är fossil. Även kylning och lagring ingår i de fall detta är aktuellt i de redovisade resultaten. Koldioxidutsläpp till följd av energianvändningen för kylning och förvaring ingår i delposten ”odling, CO₂”.



Figur 3. Utsläpp av växthusgaser från odling av grönsaker, jordgubbar och äpplen på friland.

I studien observerades stora skillnader i svinn i partier som såldes direkt efter skörd och partier som lagrades på gården. Svinn innebär ökad klimatpåverkan per kg såld produkt, eftersom resurser och emissioner för att producera det som förloras som svinn belastar den del av produktionen som faktiskt går vidare i kedjan mot konsument. Därför är det viktigt att minimera svinn på gården, steg på vägen kan vara att minimera hantering och transport samt att välja sorter med goda lagringsegenskaper (Davis m.fl., 2011).

Slutsats

Två viktiga områden generellt för odlingen av trädgårdsgrödor på friland är kväveeffektivitet och minimering av svinn. Regler för kväveeffektivitet föreslås generellt för växtodling i avsnitt 4.1, Gödsling och växtföljd. Beträffande svinn är det svårt att föreslå fungerande regler, och rekommendationer om sortval och hantering kan vara lämpligare. Eventuellt skulle man kunna kräva dokumentation av svinn och en åtgärdsplan för att minska det.

3.8 Växthusodling

Utsläppen av växthusgaser från odling i växthus fördelar sig på olika källor på ett annat sätt än utsläppen från frilandsodling av lantbruksgrödor. Det beror framför allt på att substratet är annorlunda (i konventionell produktion vanligen stenull i stället för jord)⁴, att gödningen utförs annorlunda (droppbevattning och ibland recirkulerande system) och att växthuset aktivt värms upp.

Det finns tämligen få LCA-studier av växthusodling, undantaget tomat. Detta avsnitt baseras därför till stor del på studier av odling av tomat, som också är en av de viktigaste växthusgrödorna sett till volym i Sverige. Under 2010 producerades 27 000 ton gurka och 13 800 ton tomat i svenska växthus (Jordbruksverket, 2011d). Andra stora växthusgrödor var kryddväxter (32 milj. krukor) och kruksallat (15 milj. krukor).

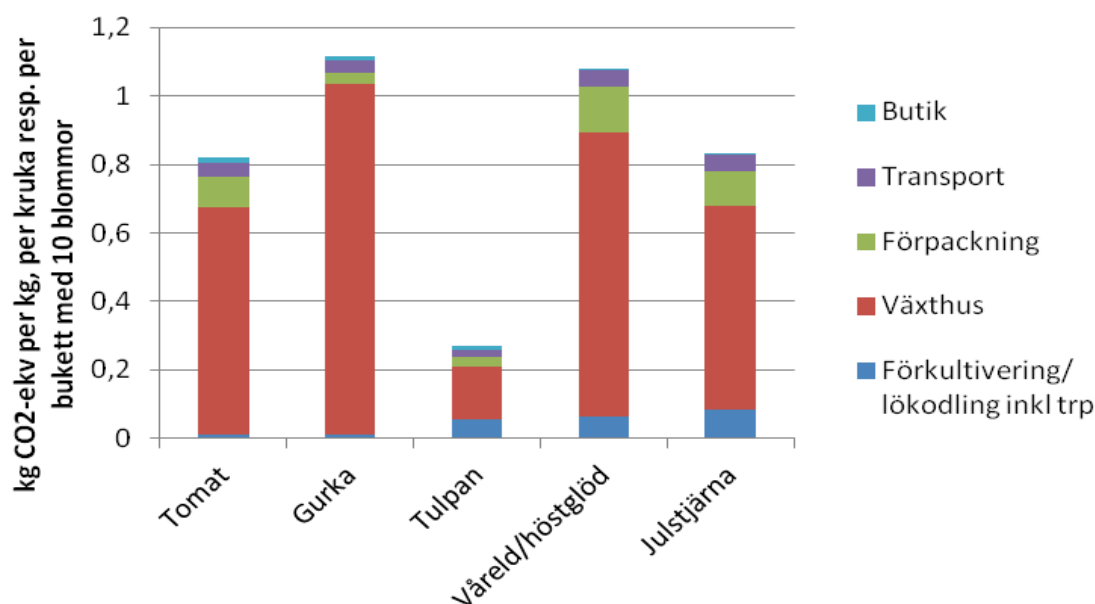
I Figur 3 visas utsläpp av växthusgaser från några svenska växthusprodukter (Davis m.fl., 2011). Utsläppen av växthusgaser från svensk tomat- och gurkanodling i växthus är baserade på Möller Nielsen (2009a). Det största bidraget till tomatodlingens klimatpåverkan kommer enligt dessa studier från uppvärmningen av växthus, trots att tre fjärdedelar av arealen i huvudsak värms med förnybara bränslen. Tomatodlarna går i bräschen bland svenska växthusodlare när det gäller omställning till förnybara bränslen, och den relativt låga användningen av fossila bränslen gör att klimatavtrycket från tomatodlingen blir lägre än för andra växthusgrödor. Enligt Davis m.fl. (2011) är tomatens klimatavtryck vid gårdsgrind 0,7 kg CO₂-ekvivalenter per kg produkt, att jämföra med 1,0 kg CO₂-ekvivalenter per kg gurka. Förnybara bränslen användes som huvudsaklig värmekälla för ca 40 % av den svenska gurkanarealen i växthus 2009 (Möller Nielsen, 2009a).⁵ Användningen av förnybara bränslen har ökat snabbt de senaste åren, och omställningen pågår fortfarande. En omställning till biobränsle innebär i de flesta fall att odlaren behåller den äldre olje- eller naturgasanläggningen för topplasten eller som reservpanna. Normalt ska då fastbränsleanläggningen förse produktionen med 80 % av det årliga energibehovet. Möller Nielsen (pers. medd. 2010) anger att i de växthus som använder biobränsle som baslast utgör fossildelen ca 14 % av värmeenergin.

I de resultat för tomat och gurka som redovisas i Figur 4 ingår inga direkta utsläpp av lustgas från mark, eftersom odlingen helt antas ske i stenull, alltså utan organiskt material (Davis m.fl. 2011).

För krukväxterna ingår förkultivering i Afrika med efterföljande flygtransport av sticklingar. På grund av sticklingarnas ringa vikt är klimatpåverkan från transporten liten i ett livscykelperspektiv. För tulpan ingår odling och torkning av tulpanlökar i Nederländerna. Även för blommorna utgör uppvärmningen av växthusen den största källan till växthusgasutsläpp i produktionen.

⁴ När det gäller odling av produkter som säljs i kruka, är odlingssubstratet någon typ av jord eller torvblandning.

⁵ För både tomat och gurka är dock utsläppen något lågt räknade, eftersom även de odlare som i huvudsak använder biobränsle har fossilbränsle som reservenergi. Fossilbränslet står för i genomsnitt ca 14 % av uppvärmningsenergin hos tomatodlare med förnybara bränslen som huvudsaklig värmekälla (Möller Nielsen, personligt meddelande).



Figur 4. Utsläpp av växthusgaser för växthusodlade grönsaker och blommor. Resultat för tomat och gurka anges per kg produkt, för krukväxterna anges resultaten per krukka och för tulpan anges resultaten per bukett om tio blommor.

Det är inte bara valet av energikälla som avgör klimatavtrycket från uppvärmningen – även mängden energi som används har naturligtvis stor betydelse. Det var mycket stora skillnader i energianvändning per krukka mellan de krukväxtodlare som ingick i studien av Davis m.fl. (2011). Energinvändningen i växthus varierar med bl.a. klimat, växthusets läge i relation till solinstrålningen, skuggning, växthusets storlek, materialet i växthuset, användning av folie eller väv nattetid samt när på året växthuset används.

I en del av växthusproduktionen tillsätts koldioxid till växthusluften för bättre tillväxt. Denna koldioxid är en biprodukt från industriell förbränning, och i studien av Davis m.fl. (2011) har ingen allokering av dessa koldioxidutsläpp gjorts till växthusproduktionen. Komprimering och transport av koldioxiden har räknats med för tomat och gurka, men bidrog bara försumbart till produktionens totala utsläpp. Därför gjordes inget tillägg för detta i studien när det gällde blommorna.

Enligt Davis m.fl. (2011) var också bidraget till växthusgasutsläppen från konstruktion och underhåll av själva växthusen litet, på grund av byggnadernas långa livslängd.

Tomatproduktionen i Sverige är 25-60 kg tomat per kvadratmeter med en medelavkastning på 43 kg per kvadratmeter. Den lägre avkastningen gäller specialtomater som t.ex. körsbärstomater och plommotomater, och den högre siffran för traditionella runda tomater (Möller Nielsen, 2008). Kvisttomater avkastar ca 85-90 % av motsvarande lösplockade varianter (Christensen, pers. medd. 2008). Ekologiska odlare har generellt kortare odlingsäsong. Skörden ligger ofta på 50 % - 60 % av motsvarande konventionell odling. Den senare planteringen bör innebära att man använder ca 25 % mindre energi för uppvärmning. En annan skillnad mellan ekologisk och konventionell växthusodling som har betydelse för klimatavtrycket är att ekologisk produktion sker i jord eller organiska substrat. Det innebär att det finns risk för lustgasavgång från substratet, på samma sätt som vid odling på friland. Dessutom ingår ofta torv i substraten, och torven ger vid nedbrytning utsläpp av koldioxid.

Slutsats:

Vilket bränsle som används för uppvärmning av växthus har en avgörande betydelse för hur mycket växthusgaser som produktionen genererar. Genom att övergå från t.ex. naturgas till flis för uppvärmning av växthuset kan klimatpåverkan reduceras med i storleksordningen 85 %. Användning av väv eller plastfolie är ytterligare åtgärder för att minska energianvändningen. Avkastningsnivån kan variera framförallt beroende på vilken typ av tomater som odlas, och detta påverkar i sin tur hur stor klimatpåverkan blir per kg tomater.

3.9 Energianvändning på gården

Jordbrukets totala användning av energibärare utgörs av ca 65 % fossila bränslen, 25 % elektricitet samt 10 % bioenergi (SCB, 2008). Två tredjedelar av de fossila bränslena är diesel för drift av jordbruksmaskiner. Elanvändningen är framförallt förknippad med djurhållningen. I växtodlingen, inklusive torkningen, utgörs den direkta användningen av energibärare till 80 % av diesel, 15 % eldningsolja och 5 % el. I växthusen går den allra mesta energin till uppvärmning. Av energianvändningen i växthus utgörs ca 60 % av fossil energi, 19 % av biobränslen, 15 % av el och 6 % av fjärrvärme (Energimyndigheten m.fl., 2010).

Dieselbehovet vid fältarbete varierar mellan olika aktiviteter och påverkas av utrustning och förhållanden i fält såsom jordart, markstruktur och vattenhalt. Allmänna åtgärder för att minska dieselförbrukningen vid traktorarbeten är underhåll, att undvika tomgångskörning och hög slirning (10-20% slirning ger bäst verkningsgrad) samt att köra med rätt varvtal och med högt effektuttag. Rätt anpassat däcktryck minskar dieselförbrukningen något. Ett något lägre tryck vid fältarbete ger bättre grepp och mindre slirning, medan ett högre tryck ger minskat rullmotstånd vid vägtransport. Ett sätt att minska dieselanvändningen kan vara att använda utrustning som kan utföra mer än ett moment samtidigt (exempelvis kombinerad ogräshackning och radgödsling i frilandsgroänsaker). Att använda GPS vid t.ex. harvning kan göra det lättare att undvika överlappande överfarter.

Tillämpning av metoder för sparsam körning minskar såväl energiförbrukningen och växthusgasutsläppen som dieselkostnaderna och är därmed en direkt ekonomisk vinst för lantbrukaren. Sparsam körning går ut bl.a. på att välja bästa växel och motorbelastning för arbetsuppgiften, minimera tomgångskörningen och undvika onödigt arbete. Tillämpning av sparsam körning vid traktorarbeten har visat på bränslebesparingar på runt 20 % (Fogelberg m.fl., 2007). Vid enstaka utbildningstillfällen har betydligt större besparingar noterats och dessutom har tidsåtgången minskat när körningen planerats bättre.

När det gäller enskilda moment är jordbearbetningen, och då framförallt plöjning, oftast mest dieselkrävande. Dieselbehovet är högre vid plöjning på lerjordar än på lätta jordar samt vid blöta förhållanden och större arbetsdjup. Reducerad jordbearbetning, som bl.a. kan omfatta grund eller ingen plöjning, kan vara ett alternativ för att minska dieselförbrukningen och kostnaderna för jordbearbetning, men även för att förbättra markstrukturen och bevara mullhalten. Olika jordar och grödor lämpar sig dock olika väl för reducerad jordbearbetning, där lerjordar med god struktur och höstvetete kan vara några bra exempel, medan andra system inte alls är lämpade. Förutsättningarna för att reducera jordbearbetningen kan dock variera betydligt mellan olika gårdar beroende bland annat på ogrässituationen. Mätningar i fält visar att dieselförbrukningen för jordbearbetningen kan minska med mellan 15-60 % beroende på bearbetningssystem (Ericsson, 2004; Olesen m.fl., 2005). Ändrad jordbearbetning kan även påverka lustgasavgången och kolhalten i marken. Jordbearbetning stimulerar den mikrobiella aktiviteten i marken och därmed omsättningen av organiskt material. Minskad bearbetning kan då leda till att minskad nedbrytning av organiskt material och att mindre koldioxid avgår

från marken. Reducerad jordbearbetning kan medföra en förändring av fördelningen av kol i markprofilen, med en ansamling av kol i de översta skikten. Reducerad bearbetning kan även försämra syretillgången i matjorden, vilket skulle kunna gynna lustgasbildningen. De få undersökningar som finns ger dock inga entydiga eller signifikanta skillnader mellan olika bearbetningssystem och hur de totala växthusgasutsläppen från marken skulle påverkas (Ericsson, 2004; Olesen m.fl., 2005).

Spannmålstorkning står för merparten av oljeanvändningen inom jordbruket. Bränsleåtgången är cirka 0,15 l olja per kg borttorkat vatten (Edström m.fl., 2005). Bränslebehovet varierar väldigt mycket mellan år beroende på skördens vattenhalt och luftfuktigheten. Det är viktigt med god styrning i torken för att undvika onödigt stor energiåtgång och att torkningen går för långt. Det är även viktigt att dimensionera torkanläggningen rätt och välja rätt utrustning så att t.ex. fläktarna arbetar vid optimalt tryckområde och att ingående luft gärna är torr och varm (Hadders, odat., Eliasson m.fl., odat.). Genom värmeåtervinning kan energin i utgående torkluft återcirkuleras. Kostnaden för denna utrustning är ca 10 % av investeringskostnaden och kan förväntas spara 7-10 % av energin. Tekniken är dock främst lämpad för större anläggningar. Andra åtgärder som kan minska energianvändningen för torkning är lufttät lagring, syrakonservering och kallluftstorkning med tillsatsvärme. I Fogelberg m.fl. (2007) anges att 13,5 % av den svenska spannmålen konserverades med någon av ovanstående alternativa metoder. En väl underhållen och injusterad torkanläggning och oljepanna ger en högre verkningsgrad vilket minskar oljebehovet och därmed klimatpåverkan från torkningen. Biobränslen kan vara ett alternativ, men det höga effektbehovet vid torkning och höga investeringskostnaderna för fastbränslepannor kan ge mycket höga kostnader om torkningen helt baseras på biobränslen, speciellt om pannan enbart används för torkning under en kort period efter skörd. Ett alternativ kan vara en något mindre biobränslepanna och att man toppar med olja.

När det gäller transporter är vägtransporter med traktor är mer energikrävande än transport med lastbil. Dieselförbrukningen vid transport med traktor ligger inom intervallet 0,035-0,08 l per ton*km (lastvikt ca 8-20 ton). Motsvarande siffror för lastbil 0,03-0,04 l/(ton*km) för medeltung lastbil (lastförmåga ca 15 ton) och 0,012-0,02 l/(ton*km) för tung lastbil med släp (lastförmåga 40 ton). Lassens storlek kan dock för t.ex. halm och hö begränsas av volym istället för vikten, och dieselförbrukningen per ton*km blir då högre. (Fogelberg m.fl., 2007). Vid spridning av stallgödsel står transporterna mellan lager och fält för en relativt stor andel av dieselförbrukningen, och transportavståndet får då stor betydelse. Genom att pumpa till fält kan energianvändningen reduceras avsevärt, speciellt om man använder eldriven pump.

Det finns lösningar där traktorerna kan drivas, helt eller delvis, med biodrivmedel som t.ex. biodiesel, biogas eller etanol. Låginblandning med biodrivmedel ger bara en liten minskning av växthusgasutsläppen från enskilda fordon, men eftersom den inte kräver några större omställningar av fordonsflottan och kan genomföras mycket storskaligt är det en enkel åtgärd för att öka andelen biodrivmedel. Mer renodlade biodrivmedelsalternativ kan kräva större anpassningar och justeringar, t.ex. tillsatser av tändförbättrare för att kunna använda etanol i en dieselmotor eller montering av trycktankar för biogas. Det har gjorts tester med biogasdrivna traktorer, men det har saknats system för typgodkännande av gasdrivna traktorer. Om man vill använda gårdsproducerad biogas som traktorbränsle behöver man även ta hänsyn till att biogasproduktionen är relativt konstant under året medan traktorens bränslebehov följer växtodlingssäsongen och därmed varierar stort. Långtidslagring av biogas är inget alternativ p g a höga kostnader, och andra lösningar behövs då för att få avsättning för gasen.

Inom växthusproduktionen står energianvändningen för uppvärmning som regel för det största bidraget till växthusgasutsläppen. För att minska utsläppen kan man göra följande:

- Användning av energivävar på natten vid låga temperaturer.
- Användning av tvåglasfönster.
- Dynamisk temperaturreglering som automatiskt styr temperaturen.
- Optimal planering av hur ytan i växthuset används, i relation till odlingstiden och lämplig temperatur för olika kulturer/sorter.
- Övergång från fossila till förnybara energikällor för uppvärmning.

Ett första steg för att kunna föreslå förbättringar är att analysera gårdens energianvändning. Flera rådgivningsföretag erbjuder olika typer av energirådgivning och det hålls regelbundet utbildningar i sparsam körning. Fram till 2014 kan gårdar som förbrukar mer än 500 MWh energi per år (motsvarar ca 50 m³ diesel) eller har mer än 100 djurenheter söka stöd för energikartläggning från Energimyndigheten (se energikartlägningscheckar). Checkarna täcker 50 % av kostnaden, dock högst 30 000 kronor, och motfinansiering kan ske med egen tid (Einarsson m.fl., 2011). Det finns även förslag på att mindre gårdar ska kunna få energirådgivning via Greppa Näringen. Enligt förslaget ska denna rådgivning bestå både av gruppträffar och gårdsbesök av energirådgivare (ibid.). Det finns även möjligt söka projektstöd via Landsbygdsprogrammet för energi- och klimatrelaterade projekt.

Slutsats:

Det finns möjlighet att minska dieselanvändningen genom sparsam körning, och det finns utbildning i sparsam körning. Om energirådgivning som analyserar hela gårdsproduktionen finns tillgänglig kan detta vara ytterligare ett sätt att komma fram till åtgärder.

Det finns verktyg för att analysera energianvändningen på gårdsnivå och energirådgivare som kan hjälpa till med energikartläggningar. En sådan analys kan sedan följas av en individuell plan för gården med förslag till åtgärder. Detta kan ske genom energieffektiviseringar, ny teknik och/eller ersättning av fossila bränslen till förnybara.

4 Förslag till kriterier för växtodling

4.1 Gödsling och växtföljd

Kvävetillförsel

- Varje år ska en skiftesvis gödslingsplan utföras där kvävegivan för jordbruksgrödor inte får överstiga Jordbruksverkets riktlinjer för gödsling. Kväveutnyttjandet ska årligen dokumenteras.

Konsekvenser

Lustgasavgången från marken utgör troligtvis det enskilt största bidraget till klimatpåverkan från svenskt jordbruk. Åtgärder för att öka kväveutnyttjandet och minska överskottskväve i marken är därför angelägna eftersom detta leder till minskad klimatpåverkan från odlingen. Som ett första steg föreslås att kvävegivan för jordbruksgrödor inte får överstiga gödslingsrekommendationer samt att kväveutnyttjandet inrapporteras. Den förväntade skörden behöver dokumenteras genom rapportering av tidigare skördenivå. Dokumentation av kväveutnyttjandet kan utgöra ett första steg mot att ställa krav på en uppnådd nivå uttryckt i procent. Detta krav kan dock endast gälla för ett genomsnitt av ett par år, eftersom årsmånen kan innebära lågt kväveutnyttjande av anledningar som odlaren inte själv råder över (till exempel extrema väderleksförhållanden ett enskilt år). Specifikt vad som ska ingå i dokumentationen av kväveutnyttjandet behöver dessutom definieras. Ytterligare regler inom området föreslås utarbetas i framtiden för en förbättrad kvävehushållning.

Stallgödsel

- En kvävebalans på gårdsnivå ska årligen beräknas och en plan för åtgärder för ökat kväveutnyttjande ska utformas.
- Tillförseln av lättillgängligt kväve via stallgödsel och övriga gödselmedel får inte överstiga grödans beräknade behov när tillförseln från samtliga kvävekällor beaktas.
- Höstspredning av urin eller flytgödsel är inte tillåten till spannmål.
- Vid spridning inför sådd ska stallgödsel (undantaget djupströgödsel) myllas inom 4 timmar.

Konsekvenser

Ett högt utnyttjande av kvävet i stallgödseln ger en rad synergieffekter och kan minska jordbrukets bidrag till övergödningen, försurningen och klimatpåverkan. De föreslagna åtgärderna kan ge en väsentlig förbättring av växtnärsutnyttjandet och därmed möjlighet till en minskning av produktionens klimatpåverkan. Hur stor minskningen blir beror på hur effektivt de berörda gårdarna idag hanterar stallgödseln. Mer detaljerade förslag till regler som rör stallgödselhanteringen finns i underlagen till reglerna för djurhållning. Eftersom lagringskapaciteten påverkar i vilken utsträckning som kvävet i stallgödseln kan utnyttjas i växtföljden är detta ett område som kommer att utredas vidare i nästa fas av projektet tillsammans med ytterligare regler rörande spridning av olika organiska gödselmedel.

Specialgödselmedel

- Användning av torkade och pelleterade stallgödselprodukter är inte tillåten.

Alt:

- Torkad stallgödsel är tillåten under förutsättning att torkningen sker med 100 % förnybara energikällor eller spillvärme.

Konsekvenser

Torkning av stallgödsel leder till lägre kostnad för långväga transport av produkten jämfört med oprocessad stallgödsel.

Mineralgödsel

- Använd mineralgödselkväve ska vara tillverkat i anläggningar med helt utbyggd katalysatorrening av lustgas. GWP-utsläppen från produktionen får inte överstiga 3,6 kg CO₂-ekvivalenter per kg N.

Konsekvenser

I Tabell 1 illustrerades skillnaden mellan europeisk mineralgödsel tillverkad med respektive utan lustgasrening, och effekten av gödselvalet för klimatavtrycket hos den odlade grödan. Marknaden rymmer även kvävegödselmedel från t.ex. östra Europa med ännu större klimatpåverkan. För vegetabilieproduktionen kan därför val av mineralgödselmedel tillverkat enligt bästa tillgängliga teknik innebära en väsentlig minskning av klimatpåverkan.

Växtföljd

Växtföljden kan påverka klimatavtrycket från växtodlingen betydligt genom bl.a. skörd, kväveutnyttjande och emissioner. Det är dock svårt att ange generella regler för växtföljder, eftersom vad som är möjligt och optimalt till stor del beror på lokala förhållanden. Detta är dock ett område där det eventuellt kan vara värdefullt att utveckla rekommendationer.

4.2 Odling på organogena jordar

I Klimatcertifieringsprojektet utgår man från ständiga förbättringar i livsmedelskedjan. Eftersom forskning i nuläget visar att utdikade organogena jordar läcker växthusgaser oavsett hur de brukas, föreslås att odling på befintliga organogena jordar ska kunna klimatcertifieras. Nyetablering av jordbruksmark på organogen mark som inte är utdikad bör däremot inte få klimatcertifieras.

Förslag till regeltext:

Ingen etablering av ny jordbruksmark på organogen jordar: Du får inte dika ut organogena jordar för att etablera nyodling. Observera att befintlig organogen åkermark får underhållas som odlingsmark.

4.3 Växthusodling

- Uppvärmningen av växthus ska till 80 % utgöras av förnybara energikällor eller spillvärme på årsbasis.
- För växthus som startas före vecka 12 (undantaget odlingar med dubbelmaterialhus) ska väv eller plastfolie användas för att reducera energianvändningen.
- En energianalys ska årligen göras som inkluderar uppvärmning och ev. koldioxidproduktion samt användning av el och mineralgödsel per producerad mängd och per m². Energianvändningen ska delas upp i förnybar och fossil energi. Fossil energi får uppgå till högst 2,3 kWh/m² och odlingsvecka i genomsnitt under kulturtiden.
- Baserat på energianalysen ska en plan upprättas över hur energianvändningen kan effektiviseras.
- Den mineralgödsel som används ska ha tillverkats i anläggningar med helt utbyggd katalysatorrening av lustgas.

Konsekvenser

Skillnaderna är stora mellan olika växthusodlare i hur mycket energi som används för att producera en enhet. Det är också stor variation i val av huvudsaklig energikälla för uppvärmning. Med de föreslagna reglerna för växthusodling garanteras en god grundnivå av klimatanpassning.

4.4 Energianvändning på gården

- En energikartläggning ska göras på gårdsnivå som inkluderar drivmedelanvändningen, insatsvaror i form av mineralgödsel samt användningen av el och eldningsolja. Dessa insatser ska sedan sättas i relation till skörden.
- Baserat på energikartläggningen ska en åtgärdsplan upprättas över hur gårdens beroende av fossil energi ska minskas.
- Elanvändningen ska vid nytecknande av avtal, dock senast ett år efter inträde i certifieringen, utgöras av el som till 100 % består av förnybara energikällor.

Konsekvenser

Energianvändningen på gården i form av diesel, olja och el utgör ett mindre bidrag till jordbrukets klimatpåverkan. Inte desto mindre finns en potential till både energieffektivisering och ersättning av fossila bränslen. Här föreslås i huvudsak en kartläggning av energianvändningen följt av en åtgärdsplan. Ökade krav på åtgärder samt kompetenskrav i form av genomgångna kurser bör utformas i ett senare skede.

5 Referenser

- Berglund, K. & Berglund, Ö. 2009. Odlade torvjordar läcker växthusgaser. Mark- och miljödagen 2009 - Marken och Klimatet. Red G. Wiklander & H. Aronsson. Rapport 1:2009. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Berglund, K. 2007. Torvmarken, en resurs i jordbruket igår, idag och även i morgon? I: Runefeldt, L (red.). Svensk mosskultur - Odling, torvanvändning och landskapets förändring 1750–2000. Kungl. Skogs- och lantbruksakademien. 483-498
- Berglund, Ö. & Berglund, K. 2010. Distribution and cultivation intensity of agricultural peat and gyttja soils in Sweden and estimation of greenhouse gas emissions from cultivated peat soils. *Geoderma* 154: 173-180.
- Berglund, Ö., Berglund, K. & Sohlenius, G. 2009. Organogen jordbruksmark i Sverige 1999-2008. SLU, Institutionen för markvetenskap, Uppsala. Rapport 12.
- Berglund, Ö. 2011. Greenhouse Gas Emissions from Cultivated Peat Soils in Sweden. Doctoral Thesis No. 2011:2. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P. & Kuhlmann, H. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy* 20:265-279.
- Cederberg, C., Wallman, M., Berglund, M. & Gustavsson, J. 2011. Klimatavtryck av ekologiska jordbruksprodukter. SIK-rapport 830. SIK, Göteborg.
- Coleman, K & Jenkinson, D S. 1996. Roth-26.3. A model for the turnover of carbon in soil. In: D.S. Powlson, P. Smith & J.U. Smith (Eds.) *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets*, NATO ASI serie I, Vol 38, Springer-Verlag, Heidelberg, pp 237-246.
- Davis, J., Wallman, M., Sund, V., Emanuelsson, A., Cederberg, C., Sonesson, U. Emissions of Greenhouse Gases from Production of Horticultural Products – Analysis of 17 products cultivated in Sweden. SIK Report 828. SIK, Göteborg.
- Del Grosso, S. J., Parton, W. J. Mosier, A. R., Walsh, M. K. Ojima, D. S. & Thornton, P. E. 2006. DAYCENT National-Scale Simulations of Nitrous Oxide Emissions from Cropped Soils in the United States. *Journal of Environmental Quality* 35:1451-1460
- Delin, S. & Wetterlind, J. 2006. Precisionsodling med optimal kvävegödsling. *Miljöforskning* 4/2006. Formas.
- Edström M, Pettersson O, Nilsson L, Hörndahl T. 2005. Jordbrukssektorns energianvändning. JTI-rapport Lantbruk & Industri 342, JTI Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Einarsson E, Hagerberg A, Linder C, Sten R, Vannesjö B & Holmberg R. 2011. Energieffektivisering inom jordbruket - Förslag till utformning av rådgivningssystem. Rapport 2011:12, Jordbruksverket
- ELCD. 2010. ELCD core database version II. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm> .
- Eliasson, K., Gustafsson, I., Karlsson, B. & Alsén, I. Hushålla med krafterna – Fakta. Hushållningssällskapet.

- Elmquist, H. m.fl.. 2005. Environmental systems analysis of winter wheat, spring barley and spring rapeseed – a study on effects of nitrogen fertiliser application rates using a simulation model. I Environmental systems analysis of arable, meat and milk production. Doctoral thesis 2005:12. SLU.
- Energimyndigheten, Skogsstyrelsen, Jordbruksverket, Fiskeriverket och Sametinget. 2010. Uppdrag energikartläggning av de areella näringarna. ER 2010:12, Energimyndigheten.
- Energimyndigheten. 2011a. Transportsektorns energianvändning 2010. ES 2011:05
- Energimyndigheten. 2011b. Energiläget 2011. ET 2011:42
- Engström, E. 2010. Nitrogen Dynamics in Crop Sequences with Winter Oilseed Rape and Winter Wheat. Doctoral Thesis. Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap. Institutionen för mark och miljö. SLU, Skara.
- Engström, E., Stenberg, M. & Lindén, B. 2009. Methods to reduce nitrate leaching after oilseed rape and peas. Proceedings of the 16th Nitrogen Workshop. Connecting different scales of nitrogen use in agriculture. June 28th-July 1st 2009, Turin, Italy.
- Ericsson K. 2004. Miljöeffekter av reducerad jordbearbetning – i jämförelse med traditionell plöjning. N kunskapssammanställning av HIR Malmöhus.
- Fogelberg F, Baky A, Salomon E & Westlin H. 2007. Energibesparing i lantbruket år 2020 – Ett projekt utfört på uppdrag av Statens naturvårdsverk. JTI Uppdragsrapport.
- Gruvaeus, I. 2008. Vad är rätt kvävegödsling? Ur Växtpressen nr 1 2008. Yara.
- Hadders G. odat. Minska elanvändningen! SLA, Skogs- och lantarbetsgivareförbundet.
- IPCC. 2006. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use.
- Jensen, E.S., Peoples, M.B., Boddey, R.M., Gresshoff, P.M., Hauggaard-Nielsen, H., Alves, B.J.R. & Morrison, M.J. 2011. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. Online publication date: 19-Oct-2011
- Johansson, W. 2009. Biogasprojektet växtkraft från idé till verklighet. Rapport 13, Institutionen för mark och miljö, Hydroteknik, Sveriges lantbruksuniversitet
- Jordartsnomenklatur. 1953. Regler utarbetade av representanter för Kungliga Skogshögskolan (O. Tamm), Statens geotekniska institut (W. Kjellman, B. Jakobson), Statens väginstitut (N. von Matern, F. Rengmark, N. Odemark) och Sveriges geologiska undersökning (G. Ekström, E. Fromm, B. Järnefors). Mimeo
- Jordbruksverket. 2010a. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2011. Jordbruksinformation 17-2010.
- Jordbruksverket. 2010b. Jordbruksmarkens användning 2009. Slutlig statistik. Statistiska meddelanden, JO 10 SM 1001. www.jordbruksverket.se
- Jordbruksverket. 2011a. Försäljning av mineralgödsel 2009/2010. Statistikrapport 2011:4. www.jordbruksverket.se
- Jordbruksverket. 2011b. Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring. Statens jordbruksverks författningssamling, SJVFS 2011:25.

- Jordbruksverket. 2011c. Gödselmedel för ekologisk odling 2011. Specialgödselmedel och stallgödsel. Version 2011-04-28.
- Jordbruksverket. 2011d. Trädgårdsundersökningen 2010. Statistiska meddelanden JO 28 SM 1101. www.jordbruksverket.se.
- Karlsson, R. and Hansbo, S., 1984. Jordarternas indelning och benämning. Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm. T21:1982. 2:a upplagan. Reviderad 1984.
- Karlsson, S. & Rodhe, L. 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. JTI, Uppsala.
- Kasimir Klemedtsson Å., Weslien P. och Klemedtsson L. 2009. Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish Histosol. *European Journal of Soil Science*. 60: 321-331.
- Kasimir Klemedtsson, Å. 2010. Hur mycket lustgas blir det vid odling av biobränslen på åkermark i Sverige? ER 2010:16, Energimyndigheten.
- Kirkegaard, J, Christen, O., Krupinsky, J. & Layzell, D. 2008. Break crop benefits in temperate wheat production. *Field Crops Research* 107 (2008) 185-195.
- KTH. 2008. Coup Model - Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere system (Based of previous WinSoil+SOILN)
<http://www.lwr.kth.se/Vara%20Datorprogram/CoupModel/index.htm>
- Kätterer, T & Andrén O. 1999. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe: analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agric Ecosyst Environ*. 72: 165–17933.
- Lindén, B., Roland, J & Tunared, R. 2000. Höstsäds kväveupptag under hösten. Serie B Mark och växter. Rapport 5. Institutionen för jordbruksvetenskap Skara. SLU, Skara.
- Maljanen M, Hytönen J, Mäkiranta P, Alm J, Minkkinen K, Laine J & Martikainen P J. 2007. Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environment research* 12:133-140
- Maljanen M., Sigurdsson B.D., Guðmundsson J., Óskarsson H, Huttunen J.T., and Martikainen P.J. 2009. Land-use and greenhouse gas balances of peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences Discussions*, 6, 6271-6338.
www.biogeosciences-discuss.net/6/6271/2009/
- Möller Nielsen, J. 2008. Energin och koldioxiden i svensk växthusodling 2008. Tomat-LCA. Rapport 2. Cascada AB, Rolfstorp.
- Möller Nielsen, J. 2009 a. Energin i svensk växthusgrönsaksodling 2009. Rapport 4. Cascada AB, Rolfstorp.
- Möller Nielsen, J. 2009 b. Energin och koldioxiden i svensk tulpandrivning 2009. Rapport 3 rev. 1. Cascada AB, Rolfstorp.
- Naturvårdsverket. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Rapport 5823, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 2010a. National inventory report 2010 Sweden - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2010b. Sweden's National Inventory Report 2011 - Appendix 1 Thermal values and emissions factors energy.

- Naturvårdsverket. 2010c. Tillståndet i svensk åkermark och gröda – Data från 2001-2007. Rapport 6349, Naturvårdsverket.
- Nørregaard Hansen, M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J. & Sørensen, P. 2008. Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF husdyrbrug nr. 84
- Olesen J E, Hansen E M, Elsgaard L. 2005. Udledning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer. I: Olesen, J.E. 2005. Drivhusgasser fra jordbruget – reduktionsmuligheder. DJF rapport Markbrug nr 113. Danmarks JordbrugsForskning. Tjele.
- Petersen B M. 2010. A model for carbon dynamics in agricultural mineral soils. Technical report, Aarhus University. www.agrisci.dk/c-tool
- SCB. 2008. Energianvändning inom jordbruket 2007. URN:NBN:SE:SCB-2008-ENFT0802_pdf
- SCB. 2010a. Användning av kväve och fosfor från gödsel 2008/09. 2010-09-23. www.scb.se.
- SCB. 2010b. Gödselmedel i Jordbruket 2008/2009. Statistiska meddelanden MI 30 SM 1002. www.scb.se
- SCB. 2011. Odlingsåtgärder i jordbruket 2010. Statistiska meddelanden MI 30 SM 1102.
- Statskontoret. 2010. Effekter på priset för handelsgödsel när skatten på kväve i handelsgödsel avskaffas – en delrapport. Missiv 2010-10-25. Diariernr 2009/275-5. Statskontoret, Stockholm.
- STEMFS. 2011. Statens energimyndighets föreskrifter om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande biobränslen. STEMFS 2011:2, Statens energimyndighets författningssamling
- Stenberg, M., Bjurling, E., Gruvaeus, I., Gustafsson, K. 2005. Gödslingsrekommendationer och optimala kvävegivor för lönsamhet och kväveeffektivitet i praktisk spannmålsodling. Teknisk rapport 1. Avdelningen för precisionsodling. SLU.
- University of New Hampshire. 2009. The DNDC Model <http://www.dndc.sr.unh.edu/>
- Vestgöte, E. 2000. Livscykelanalys av gödsel från slaktkyckling. JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Personliga meddelanden

- Inger Christensen. Trädgårdskonsult. Grön kompetens, Alnarp. 3 mars 2008.
- Sofia Delin. Forskare inom precisionsodling. SLU Skara. 10 mars 2008.
- Jonas Möller Nielsen. Cascada AB. 29 maj 2009.
- Petersen, Bjørn M, Aarhus Universitet. Februari 2011.