



**Institutionen för markvetenskap**  
Avdelningen för hydroteknik

**2005-02-15**

**Lustgasavgång från åkermark vid reglering av  
grundvattennivån – en litteraturstudie**

**Slutredovisning av SJV projekt 25-6828/04**

**Ingrid Wesström & Abraham Joel**  
**SLU, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för hydroteknik,**  
**Box 7014, 750 07 Uppsala**

# Innehåll

<b>SAMMANFATTNING.....</b>	<b>3</b>
<b>BAKGRUND .....</b>	<b>5</b>
<b>DENITRIFIKATION OCH FAKTORER SOM PÅVERKAR ANDELEN LUSTGAS AV DEN TOTALA KVÄVGASAVGÅNGEN .....</b>	<b>6</b>
<b>Faktorer som reglerar avgången av lustgas och kväveoxid .....</b>	<b>6</b>
N tillgänglighet – mineralisation – effektivt kväveutnyttjande.....	7
Nitrifikations- och denitrifikationshastighet .....	8
Marktemperatur .....	9
Markvattenhalt.....	10
Markens pH .....	11
Gasdiffusion.....	12
<b>Odlingsåtgärder .....</b>	<b>13</b>
Gröda .....	13
Gödselanvändning .....	13
Jordbearbetning .....	14
<b>Koncentrationer av N<sub>2</sub>O inom markprofilen och dess korrelation till N<sub>2</sub>O avgång .....</b>	<b>15</b>
Markvätskans förmåga att lagra och transportera N <sub>2</sub> O .....	16
<b>Reglering av grundvattennivån och effekter på N flöden .....</b>	<b>17</b>
<b>TIDIGARE UTFÖRDA FÖRSÖK MED MÄTNING AV DENITRIFIKATION I SAMBAND MED REGLERING AV GRUNDVATTENNIVÅN .....</b>	<b>19</b>
<b>N<sub>2</sub>O avgången per år .....</b>	<b>20</b>
<b>SKÖTSELÅTGÄRDER SOM KAN BEGRÄNSA LUSTGASAVGÅNG.....</b>	<b>22</b>
<b>Allmänna åtgärder för att minska kväveförluster från jordbruksmark.....</b>	<b>23</b>
<b>Skapa markförhållanden som överensstämmer med låg N<sub>2</sub>O avgång.....</b>	<b>24</b>
<b>Åtgärder för att minska N<sub>2</sub>O avgång från jordbruksmark i samband med reglerad dränering .....</b>	<b>25</b>
<b>KUNSKAPSBRISTER .....</b>	<b>27</b>
<b>UPPSKATTNING AV FÖRVÄNTAD LUSTGASAVGÅNG OCH MINSKAD KVÄVEUTLAKNING OM REGLERAD DRÄNERING INFÖRS PÅ POTENTIELL MARK LÄMPLIG FÖR REGLERAD DRÄNERING .....</b>	<b>28</b>
<b>Potentiell areal lämplig för reglerad dränering .....</b>	<b>28</b>
<b>Förväntad ökning av indirekt lustgasavgång och minskning av kväveutlakning.....</b>	<b>29</b>
<b>SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER .....</b>	<b>33</b>

LITTERATUR .....	35
------------------	----

APPENDIX .....	42
----------------	----

## Sammanfattning

Globalt sätt är effektiviteten vid användning av kvävegödselmedel inom jordbruket låg. I Sverige kommer 70 % av tillfört kväve grödan tillgodo. De största kväveförlusterna från åkermark sker genom utlakning, erosion och gasavgång. Reglerad dränering innebär att man dämmer i utloppet vilket leder till ett minskat utflöde från dräneringssystemet och perioder med höga vattenhalter i marken. Reglerad dränering har haft betydande effekt på avrinningens kvantitet och kvalitet genom minskad transport av kväve och fosfor. Nackdelar som framförts mot reglerad dränering är att utsläppen av lustgas ( $N_2O$ ) kan öka.

Syftet med denna litteraturstudie är att sammanställa resultat från tidigare utförda undersökningar av  $N_2O$  avgång från åkermark, belysa skötselåtgärder som kan begränsa  $N_2O$  avgången, klargöra kunskapsbrister och behov av ytterligare forskning samt uppskatta förväntad  $N_2O$  avgång och minskad kväveutlakning om reglerad dränering införs i Sverige. Studien är begränsad till undersökningar utförda i mineraljordar.

Produktion och avgång av  $N_2O$  beror på vattenhalten i marken, tillgången på kväve och kol, pH, temperatur, diffusionshastighet och gasutbytet med atmosfären. Olika odlingsåtgärder påverkar direkt och indirekt  $N_2O$  avgång, genom påverkan på kväveinnehållet i markprofilen och gasutbytet med atmosfären. Av studien framkommer att  $N_2O$  avgången varierar beroende på odlad gröda, spridningsteknik, tidpunkt, givor, sort och kombinationer av olika gödselmedel, jordbearbetnings-, dränerings- och bevattningsteknik. Skötselåtgärder för att begränsa  $N_2O$  avgången bör först och främst inriktas på att skapa optimala odlingsförhållanden för grödan. Bara genom ett effektivt kväveutnyttjande kan man minska kväveförlusterna från odlingsystemet. I allmänhet saknas mycket kunskap om hur olika odlingsåtgärder påverkar  $N_2O$  avgång och mer kunskap behövs om relationen mellan  $N_2O$  avgång och skördeutfall.  $N_2O$  avgången kan minskas genom en för grödan och jordart anpassad gödsling och bevattning, tidpunkt för jordbearbetning och vid reglerad dränering genom att anpassa grundvattennivån efter optimal nivå för årstiden.

Det saknas tillräckligt med kunskap om markens förmåga att lagra, transportera och reducera producerad  $N_2O$  för att man ska kunna förutse hur reglerad dränering påverkar direkt och indirekt  $N_2O$  avgång från åkermark. Tidigare utförda undersökningar visar tydligt att det går att minska kväveutlakningen med reglerad dränering och effekterna kan bli stora om reglerad dränering införs i undersökta områden. Med lägre kväveutlakning kan man minska givorna vilket leder till minskad direkt och indirekt  $N_2O$  avgång. Effekterna av reglerad dränering har, beroende på brist på mätdata, bara beräknats på den indirekta  $N_2O$  avgången och bakgrundsemissionen som antas fördubblas. Beräknad

ökning av den indirekta N<sub>2</sub>O avgången om reglerad dränering införs utgör 1 % av den totala N<sub>2</sub>O avgången per år.

## Bakgrund

Kväveläckaget från åkermark i Sverige är störst i områden med intensivt jordbruk, lätta jordar, hög djurtäthet och hög nederbörd. Reglerad dränering gör det möjligt att variera dräneringsintensiteten efter dräneringsbehovet. Genom att placera ståndarrör i brunnar på stamledningarna kan man reglera grundvattennivån i marken. Nivån på ståndarrören kan ändras efter dräneringsbehovets variation under året. En höjd dänningsnivå under perioder då dräneringsbehovet är litet gör att vatten kan sparas i marken och utnyttjas av grödorna för ökad evapotranspiration och tillväxt. Avrinningen och läckaget av näringsämnen reduceras därigenom. Reglerad dränering har haft betydande effekt på avrinningens kvantitet och kvalitet genom att minska transporten av nitrat och fosfor (Drury et al., 1996; Lalonde et al., 1996; Tan et al., 1993; Gilliam et al., 1979). I Sverige har reglerad dränering studerats i fältförsök i Halland, Skåne och Småland. Resultat från försöken visar att kväveläckaget kan minskas med 20 till 30 kg N per hektar och år jämfört med konventionell dränering (Wesström, 2002).

Nackdelar som framförts mot reglerad dränering är att utsläppen av lustgas från åkermark kan öka. Lustgas ( $N_2O$ ) tillhör växthusgaserna och bildas i marken under syrefattiga förhållanden.  $N_2O$  bildas som ett mellansteg under en process kallad denitrifikation där nitrat-kväve ( $NO_3-N$ ) omvandlas till kvävgas ( $N_2$ ). Avgången av  $N_2O$  är i allmänhet störst när marken inte är helt vattenmättad, då både denitrifikation och nitrifikation kan pågå samtidigt. Hur stor denitrifikationen är beror inte enbart på vattenhalt i marken utan är ett samspel mellan flera faktorer, bland annat vattenhalten i marken, tillgängligt  $NO_3-N$ , temperaturen, pH och tillgången på organiskt material, som alla kan vara den begränsande faktorn. I tidigare utförda undersökningar har  $N_2O$  utsläppen, som högst, varit 2 % av den totala gasavgången vid denitrifikation.

Syftet med denna litteraturstudie är att sammanställa resultat från tidigare utförda undersökningar av  $N_2O$  avgång från åkermark. Studien är begränsad till undersökningar utförda i mineraljordar. Sammanställda resultat ska kunna ligga till grund för en uppskattning av förväntad  $N_2O$  avgång och minskad kväveutlakning från areal som tidigare bedömts lämplig för reglerad dränering i Sverige. Sammanställda resultat ska även kunna belysa skötselåtgärder som kan begränsa  $N_2O$  avgången vid olika klimatförhållanden och jordar samt belysa kunskapsbrister och behov av ytterligare forskning.

Litteraturstudien består av relevant fakta från en bred litteratursökning i internationella databaser och innehåller följande delar;

- Allmän bakgrund om denitrifikation och faktorer som påverkar processerna och styr andelen  $N_2O$  av den totala kvävgasavgången.
- Analys av tidigare utförda försök där kvantifiering av  $N_2O$ avgång har skett och försök till uppdelning av resultat dels efter analysmetoder och dels efter klimat och odlingsåtgärder.

- Skötselåtgärder som kan begränsa N<sub>2</sub>O avgång utifrån resultat från tidigare undersökningar.
- Kunskapsbrister.

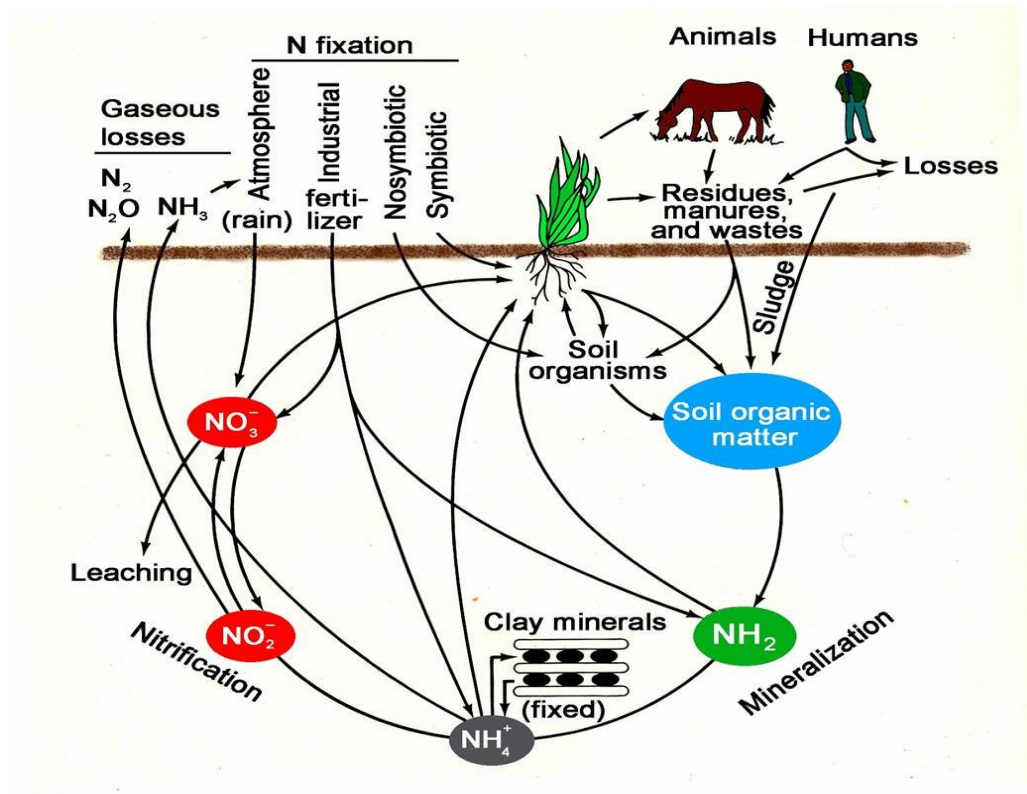
Litteraturstudien ligger till grund för en grov uppskattning av förväntad indirekt N<sub>2</sub>O avgång och minskad kväveutlakning om reglerad dränering installeras på den areal som i en tidigare studie har bedömts som lämplig (Joel & Wesström, 2004).

## **Denitrifikation och faktorer som påverkar andelen lustgas av den totala kvävgasavgången**

Globalt sätt är effektiviteten vid användning av kvävegödsel inom jordbruket låg, cirka 50 %. I Sverige kommer 70 % av tillförd mängd kväve grödan tillgodo (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004). De största förluster från mark/växsystemet sker genom utlakning, erosion och gasavgång (figur 1). Den relativa betydelsen för de olika förlustvägarna varierar med odlingssystem, jordart och klimat och mellan år. I Sverige där nederbörden på årsbasis är högre än evapotranspirationen beräknas 60 % av kväveöverskottet lämna åkermarken genom utlakning (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004). Globalt, är gasförlusterna av kväve den dominerande mekanismen i många odlingssystem och inkluderar ammoniakavgång, nitrifikation och denitrifikation, som resulterar i frigörelse av NH<sub>3</sub>, NO, N<sub>2</sub>O och N<sub>2</sub>, respektive. Av dessa kvävgaser är N<sub>2</sub>O en av de så kallade växthusgaserna och bidrar med 6 % av den antropogena växthuseffekten. Det svenska jordbrukets utsläpp av N<sub>2</sub>O uppgick år 2002 till drygt 5 miljoner CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, vilket motsvarar 8 % av de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004). Totalt kommer cirka 57 % av de årliga globala N<sub>2</sub>O utsläppen från marken (IPCC, 1997).

### ***Faktorer som reglerar avgången av lustgas och kväveoxid***

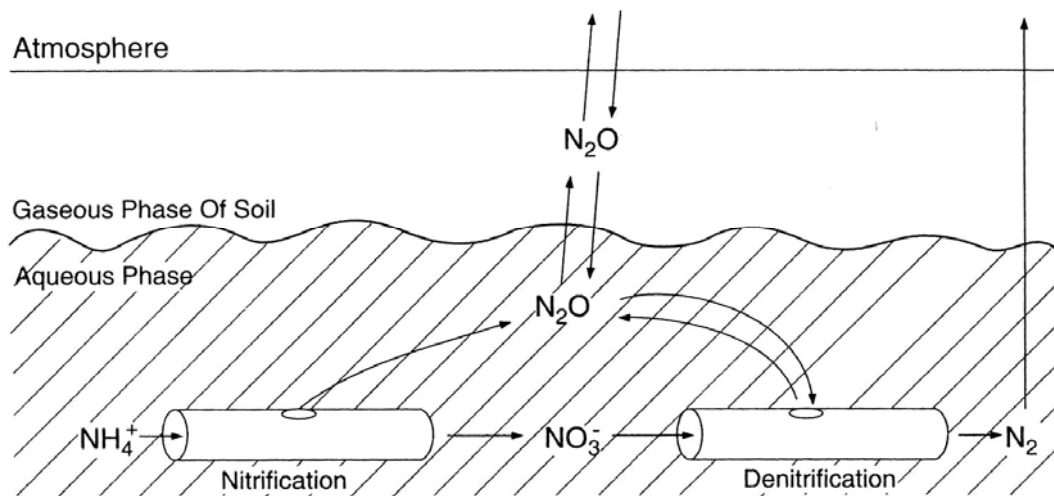
Marken fungerar både som källa och sänka för N<sub>2</sub>O och NO. Produktion och konsumtion av N<sub>2</sub>O och NO involverar både biotiska och abiotiska processer. Olika grupper av mikroorganismer bidrar till produktion och konsumtion, men biologisk nitrifikation och denitrifikation är de dominerande processerna i de flesta system. Växternas upptag av kväveoxider är en annan viktig biologisk process som bestämmer utbytet av kväveoxider vid markytan (Lensi & Chalamet, 1981). Förutom tillgången på N- och C-källor påverkas den direkta N<sub>2</sub>O avgången från marken av abiotiska faktorer så som markens temperatur, vattenhalt, pH och fysikaliska egenskaper.



Figur 1. Kvävetts kretslopp med N-källor och olika förlustvägar, efter Brady, 1984.

### N tillgänglighet – mineralisation – effektivt kväveutnyttjande

Gasproduktionen och gasavgången beror på i) storleken på N flödet; och ii) och hur omfattande utbytet med atmosfären är (figur 2). I åkermark styrs N tillgängligheten av tillförsel av växtnäring genom handelsgödsel och stallgödsel, skörderester, deposition och biologisk kvävefixering. N flödets storlek påverkas av mineralisationen som är en biologisk process där organiskt N omvandlas till  $NH_4^+$  och  $NO_3^-$ . Mineralisationen styr mängden tillgängligt kväve och där med potentiella nitrifikations- och denitrifikationshastigheter. Hur stora kväveförlusterna blir bestäms av hur effektivt kväveutnyttjande man uppnår då växternas rotupptag av  $NH_4^+$  konkurrerar ut nitrifikationsbakterierna om samma substrat. Mark- och klimatfaktorer samt odlingsåtgärder påverkar markprocesserna och därför också tillgänglig mängd kväve och fördelningen av gasproduktion mellan  $N_2O$  och  $NO$ .



**Figur 2.** Faktorer som reglerar storleken på N<sub>2</sub>O flödet *i.* nitrifikations- och denitrifikationshastigheten, *ii.* förhållandet mellan slutprodukterna N<sub>2</sub>O och N<sub>2</sub> samt *iii.* diffusion och konsumtion i marken av N<sub>2</sub>O före gasavgång från marken, efter Davidson (1991).

### Nitrifikations- och denitrifikationshastighet

Nitrifikation och denitrifikation är de största källorna till N<sub>2</sub>O produktion och svarar tillsammans för två tredjedelar av N<sub>2</sub>O avgången från marken (Bremner & Blackmer, 1981; Payne, 1981). Nitrifikation är en aerobisk process där NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxideras till NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Vid förhållanden med syrekoncentrationer under den optimala nivån oxideras inte NH<sub>4</sub><sup>+</sup> till NO<sub>3</sub><sup>-</sup> utan en del av NH<sub>4</sub><sup>+</sup> övergår till NO och N<sub>2</sub>O (Poth & Focht, 1985). Denitrifikation är en anaerobisk process där NO<sub>3</sub><sup>-</sup> reduceras till N<sub>2</sub>O och N<sub>2</sub>. Det finns en stor mängd olika denitrifikationsbakterier. Förhållandet mellan produktionen av N<sub>2</sub> och N<sub>2</sub>O styrs av vilka arter av denitrifikationsbakterier som är verksamma (Robertson & Kuenen, 1991), tillgången på syre, kol och NO<sub>3</sub><sup>-</sup> samt markens pH (Sahrawat & Keeney, 1986; Graneli & Bøckman, 1994). Studier har visat att så länge som syrekoncentrationen i markluften är över 3 % förblir denitrifikationshastigheten låg. Vid lägre O<sub>2</sub> koncentrationer ökar denitrifikationen exponentiellt och vid O<sub>2</sub> koncentrationer under 0,5 % råder samma denitrifikationshastighet som under anaeroba förhållanden (Parkin & Tiedje, 1984).

Om nitrifikation eller denitrifikation är den dominerande processen i marken styrs av många olika faktorer. Den största N<sub>2</sub>O avgången är sammankopplad med denitrifikation. N<sub>2</sub>O produktionen i samband med nitrifikation tenderar att vara lägre (Williams et al., 1992). Emellertid, är markförhållanden som är gynnsamma för nitrifikation vanligare förekommande och därför kan nitrifikationsprocessernas bidrag till det globala N<sub>2</sub>O avgången vara avsevärt. Nitrifikation är en relativt konstant process i olika ekosystem



medan denitrifikation sker mer temporärt och varierar på olika platser. Vanligen gynnas nitrifikationen av låg nederbörd, god dränering och genomluftning i lätta jordar, medan hög nederbörd och dålig dränering i tyngre jordar med höga halter av organiskt kol gynnar denitrifikationen (Groffman, 1991).

I olika studier har man funnit hög denitrifikationsaktivitet fläckvis skapade av nedbrytning av organiskt material som ger upphov till anaerobiska förhållanden på små avgränsade platser (Flessa & Beese, 1995). Detta fenomen kan förklara något av den höga rumsliga variationen i denitrifikationshastighet som man har observerat.

Vid undersökningar i laboratorium har man funnit extremt varierande storlek på kvoten mellan  $N_2/N_2O$  beroende på tillgången på kol och  $NO_3^-$  och på vattenhalten i marken. Denitrifikationshastigheten är vanligtvis ganska låg när markförhållanden är gynnsammare för produktion av  $N_2O$  än för produktion av  $N_2$  (eg. vid låga temperaturer, lågt pH och närvaro av  $O_2$ ) (Graneli & Bøckman, 1994). En stor andel producerad  $N_2O$  behöver därför inte betyda en hög  $N_2O$  avgång eftersom den totala denitrifikationen kan vara låg under rådanden förhållanden.

## Marktemperatur

Temperaturen tillsammans med markvattenhalten reglerar alla processer i marken, på alla nivåer, genom att de styr hastigheten på nedbrytningen av organiskt material och därmed nitrifikationen och denitrifikationen. Optimal temperatur för denitrifikation ligger mellan 30 och 67 °C (Nömmik, 1956; Bremner & Shaw, 1958; Keeney et al., 1979; Mancino et al., 1988; Mahli et al., 1990). En ökning av marktemperaturen har en positiv effekt på den mikrobiella aktiviteten och gasdiffusionen, men en negativ effekt på  $N_2O$  löslighet. Vid denitrifikation ökar vanligen  $N_2O/N_2$  kvoten med sjunkande temperatur (Melin & Nömmik, 1983; Öqvist et al., 2004). Det är därför svårt att förutsäga effekterna av ändrade temperaturförhållanden på  $N_2O$  flöden. I många fältförsök har  $N_2O$  koncentrationen ökat i markvätskan (Davidson & Swank, 1990), dräneringsvattnet (Harris et al., 1984) och i markluften (Benckiser et al., 1986; Cates & Keeney, 1987; Dowdell & Smith, 1974; Lind, 1985; Linn & Doran, 1984) med ökande temperaturer. I dessa fall är det mest troligt att temperaturökningens positiva effekt på den mikrobiella aktiviteten har varit den dominerande faktorn.

Det finns också ett flertal studier, utförda i Nordamerika och norra Europa, som har visat på höga  $N_2O$  flöden vid låga temperaturer med 38 till 70 % av den årliga avgången under vintern (van Bochove et al., 1996; Wagner-Riddle, et al., 1997; Röver et al., 1998; Alm, et al., 1999; Teepe, et al., 2000). I system där markkväve tillfälligt ackumuleras beroende på våta/torra eller frost/tö cykler, kan under tidig vår, höst eller vinter en stor del av den totala årliga avgången av  $N_2O$  ske under korta perioder. Effekterna av omväxlande våta/torra eller frost/tö förhållanden är mycket olika. Nederbörd orsakar mikroplatser där nödvändiga anaerobiska förhållanden kommer att råda för att  $N_2O$  produktion ska kunna ske, medan frost/tö cykler stimulerar mineraliseringen och ökar därför  $N_2O$  produktionen. Studier har visat en ökad avgång av  $N_2O$  under frost/tö cykler (Röver et al., 1998) och

under perioder med låga marktemperaturer ( $< 4^{\circ}\text{C}$ ) (Christensen & Tiedje, 1990). Detta tros bero på en kväveeffekt genom frigörelse av N och C som tidigare har varit bundet i mikrobiell cellvävnad och som har dött vid frost och låga temperaturer. Avgång till följd av dessa förhållanden kan vara betydande och uppgå till 50 % av det årliga  $\text{N}_2\text{O}$  flödet (Flessa et al., 1995; Kaiser et al., 1998; Kaiser & Ruser, 2000). Vintergrön mark (lusern, gräs) kan avsevärt minska  $\text{N}_2\text{O}$  avgången under upptining (Wagner-Riddle & Thurtell, 1998).  $\text{N}_2\text{O}$  avgång har också uppmätts från snötäckt åkermark (van Bochove et al., 1996). En fysisk frigörelse av  $\text{N}_2\text{O}$  genom sprickbildning, snabb diffusion av instängd  $\text{N}_2\text{O}$  från lager i alven som inte har frusit är också möjligt (Burton & Beauchamp, 1994; Cates & Keeney, 1987; Goodroad & Keeney, 1984). Finska undersökningar har visat höga  $\text{N}_2\text{O}$  emissioner från åkermark utan frost/tö cykler vid marktemperaturer nära  $0^{\circ}\text{C}$  (Maljanen, et al., 2003) och att  $\text{N}_2\text{O}$  kan produceras i marken ned till  $-6^{\circ}\text{C}$  (Koponen, et al., 2004).

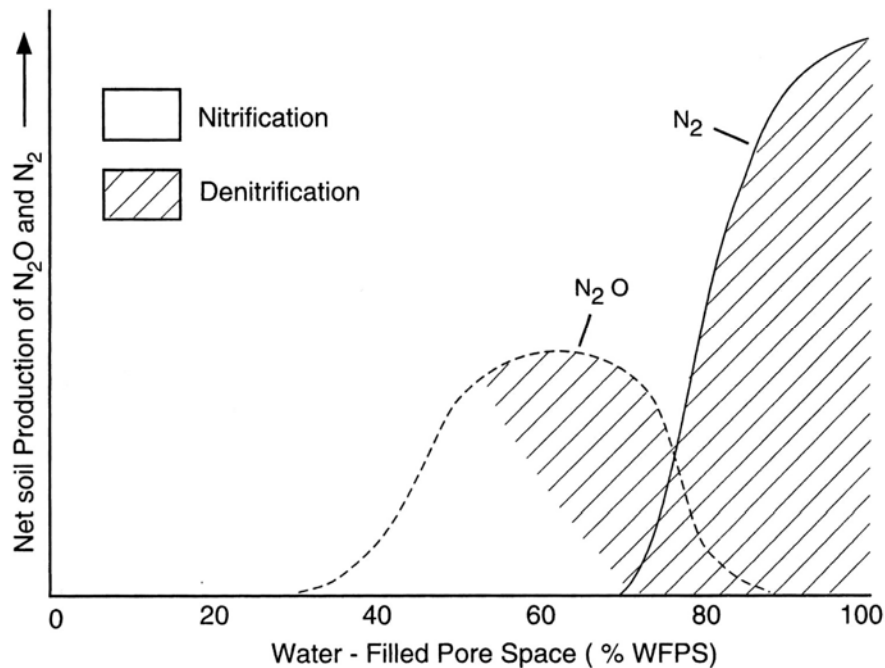
Studier av åkermark i Skottland har visat att om markvattenhalten eller mineralkväveinnehållet i marken är begränsande faktorer, finns det inga klara samband mellan marktemperaturen och  $\text{N}_2\text{O}$  produktion. Om däremot ingen av dessa faktorer är begränsande finns tydliga samband mellan temperatur och  $\text{N}_2\text{O}$  produktion, med  $Q_{10}$  värden upp till 8 (Dobbie et al., 1999). Dygnsvariationer i  $\text{N}_2\text{O}$  avgång har kunnat relateras till dygnsvariationer i marktemperatur och varierande tidsförskjutningar har förklarats med att  $\text{N}_2\text{O}$  produktionen har skett på olika djup i markprofilen (Smith et al., 1998).

## Markvattenhalt

Syre- och vattentillgång samt gasdiffusion i åkermark beror på textur och dränering. Tyngre jordar har fler kapillära porer inne i aggregat än sandjordar vilket gör att vattnet binds hårdare i tyngre jordar än i lättare. Detta resulterar i att anaerobiska förhållanden uppstår lättare och kan vara längre i lerjordar än i sandjordar. Lerjordar kan ha en större potential för långvarig bildning av  $\text{N}_2\text{O}$ , medan  $\text{N}_2\text{O}$  avgår lättare från sandjordar.

Markvattenbalansen är en nyckelfaktor och påverkar dynamiken av  $\text{N}_2\text{O}$  produktion, reduktion, transport och avgången från alla typer av jordar. Höga markvattenhalter gynnar denitrifikation och därmed produktionen av  $\text{N}_2\text{O}$ . Samtidigt begränsar en hög markvattenhalt luftutbytet med atmosfären och diffusionen av  $\text{N}_2\text{O}$ . Detta leder till att uppehållstiden i marken för  $\text{N}_2\text{O}$  ökar och mikroorganismerna får längre tid på sig att reducera  $\text{N}_2\text{O}$  till  $\text{N}_2$ . I allmänhet återfinns den högsta mikrobiella aktiviteten vid en vattenhalt av 30 till 60 % av vattenfylld porvolym, så även nitrifikationen som ökar upp till en vattenhalt på 60 % av vattenfylld porvolym. En ökning av vattenfylld porvolym från 60 till 100 % reducerar avsevärt nitrifikationen, minskar den mikrobiella aktiviteten och ökar denitrifikationen allt eftersom förhållanden blir mer anaeroba. Optimal vattenhalt för denitrifikation är 50 till 80 % vattenfylld porvolym (Simojoki & Jaakkola, 2000). Davidson (1991) har utformat en modell över sambandet mellan vattenfylld porvolym och N avgången. Modellen visar att  $\text{N}_2\text{O}$  avgången är som högst när 60 % av

porvolymen är vattenfylld och både nitrifikation och denitrifikation bidrar lika mycket till  $N_2O$  produktion (figur 3).



**Figur 3.** Modell över sambandet mellan vattenfylld porvolym (% WFPS) och nettproduktion av  $N_2O$  och  $N_2$  i marken (Davidson, 1991).

Bevätnings och upptorkning av jordar ger upphov till toppar av mineralisering, nitrifikation, denitrifikation samt  $NO$  och  $N_2O$  flöden. Orsaken tros vara en ackumulering av oorganiskt kväve i torra jordar och en reaktivering av vattenstressade bakterier som vid bevätning omsätter ackumulerat kväve (Cabrera, 1993; Davidson et al., 1993). Omväxlande torra och blöta jordar gynnar avgången av  $N_2O$  och  $NO$  från marken till atmosfären genom toppar i  $N_2O$  produktion (Jørgensen et al., 1998). Dessa produktionsstoppar kan avta efter flera efterföljande cykler av torra och blöta förhållanden (Huetsch et al., 1999).

### Markens pH

Optimalt pH, för både nitrifikation och denitrifikation, ligger mellan 7 och 8 (Bremner & Shaw, 1958; Focht & Verstraete, 1977; Haynes, 1986). Nitratreduktion har upptäckts vid pH ned till 3,5 (Focht & Verstraete, 1977). Markens pH har betydande effekt på denitrifikationsprodukterna. Denitrifikationshastigheten är långsammare under sura än under lätt basiska förhållanden, men andelen bildad  $N_2O$  kan vara högre vid låga mark pH, speciellt om tillgången på  $NO_3^-$  är god. Vid  $pH < 5,5-6$  gynnas produktionen av  $N_2O$

och kan även bli dominerande. Det här beror vanligen på att  $N_2O$  reduktas är känsligt för protonaktivitet (Burford & Bremner, 1975; Weier & Gilliam, 1986). Vid ökande pH tenderar denitrifikationsprodukterna mer och mer att övergå till  $N_2$  (Focht & Verstraete, 1977). Avgången av  $N_2O$  och  $NO$  minskar med ökande pH i sura jordar och ökar med sjunkande pH i alkalina jordar. Markens pH är en av de avgörande faktorerna vid bildandet av  $NO$ . I en studie av en alkalisk mjällig lera (pH 7,8) var nitrifikation den dominerande källan till bildandet av  $NO$  medan denitrifikation var den dominerande källan i en sur sandig lerig mjåla (pH 4,7).

## Gasdiffusion

Gastransporten i marken sker genom molekylär diffusion och konvektion. Luftgenomsläppligheten i marken bestäms av den luftfyllda porvolymen och porernas geometri och sträckning. Luftgenomsläppligheten beror därför indirekt på markens fysikaliska egenskaper så som textur, struktur, skrymdensitet och vattenhalt. Förhållandet mellan makro- och mikroporer är viktigt eftersom den största transporten sker via makroporer medan den högsta mikrobiella aktiviteten återfinns i de till stora delar vattenfyllda mikroporerna.

Innan  $N$  gasen försvinner från marken till atmosfären diffunderar den genom markens porer, där nitrifikationsbakterier kan förbruka  $N_2O$  och  $NO$  och växtrötter kan ta upp  $NO$ . I heterogena jordar har olika lager olika porositet, luftgenomsläpplighet, redoxpotential, vattenhalt, innehåll av organiskt material och  $N_2O$ -reduktas aktivitet. Alla dessa faktorer påverkar transporten och hastigheten samt förhållandet mellan andelen  $N_2O$  och  $N_2$  som avgår från markytan.

I situationer där hög markvattenhalt, hämmad dränering, hög grundvattennivå, markstruktur, markpackning, fin markttextur eller skorpbildning förhindrar gasdiffusion, är denitrifikationen hög. Andelen  $N_2O$  som avgår i förhållanden till  $N_2$ , beror på balansen mellan  $N_2O$  diffusionshastigheten och hastigheten för  $N_2O$  reduktion till  $N_2$  vid produktionsplatsen. En låg diffusionshastighet gynnar  $N_2O$  reduktion (Smith, 1980). Jordar nära vattenmättnad har hög denitrifikationsaktivitet men låg  $N_2O$  och  $NO$  avgång. Under förhållanden när syretillgången är låg och  $N_2O$  och  $NO$  diffusionen är begränsad och i frånvaro av syre som elektronacceptor, använder denitrifikationsbakterierna mer  $N_2O$  och  $NO$  än under mera aerobiska förhållanden (Letey, et al., 1980). Rolston (1981) menar att om denitrifikationen sker djupare i markprofilen kommer molfraktionen  $N_2O$  [ $N_2O/N_2O + N_2$ ] bli lägre än om processen sker vid markytan. Under blöta förhållanden kan det ske ett  $N_2O$  upptag från atmosfären.

## **Odlingsåtgärder**

Olika odlingsåtgärder påverkar direkt och indirekt de biologiska processerna i marken och därmed också kväveinnehållet i markprofilen och gasutbytet med atmosfären. Val av gröda, mängd, sort och spridningsteknik av gödselmedel samt jordbearbetningssystem är exempel på odlingsåtgärder som har direkt effekt på N<sub>2</sub>O avgång från åkermark. Under förhållanden med begränsat gasutbyte med atmosfären har markens förmåga att reducera, lagra och transportera N<sub>2</sub>O avgörande betydelse för den indirekta N<sub>2</sub>O avgången. Reglering av grundvattennivån är exempel på en odlingsåtgärd som kan påverka N<sub>2</sub>O avgång både direkt och indirekt.

## **Gröda**

Olika studier har visat skillnader i N<sub>2</sub>O avgång från olika grödor beroende på olika grödspecifika odlingsåtgärder. Kaiser et al. (1998a) fann signifikant högre N<sub>2</sub>O förluster från sockerbetsodling än från höstvetet trots högre gödselgiva till höstvetet.

Undersökningar av N<sub>2</sub>O avgång per enhet tillfört N från olika odlingssystem i England visar en högre avgång från potatis än för korn och vete orsakad av en högre mängd restkväve efter skörd av potatis (Smith et al., 1998). Maidl (1995) visade att den största rotbiomassan hos potatis fanns i kupan, medan få rötter återfanns i fåran. Upptag av N och vatten sker därför i huvudsak i kupan, vilket kan leda till en hög denitrifikation och N<sub>2</sub>O avgång i fårorna (Ruser et al., 2001). Hög nederbörd och kemisk blastdödning kan orsaka ökad avgång (Flessa et al., 2002). Dobbie et al. (1999) fann en hög N<sub>2</sub>O avgång vid odling av grönsaker (broccoli). Observerade N<sub>2</sub>O avgångar från dränerade jordar under perioder av träda efter skörd kan bidra avsevärt till den årliga emissionen av N<sub>2</sub>O (Flessa et al., 1995; Wagner-Riddle et al., 1997; Kaiser et al., 1998a; Kaiser & Ruser, 2000; Ruser et al., 2001).

Biologisk kvävefixering av baljväxter är ett viktigt kvävetillskott i många odlingssystem. Skörderester från baljväxter bryts ned fortare än från övriga växter (Bremer et al., 1991; Trinsoutrot et al., 2000). Trots att det till dessa grödor vanligen inte tillförs någon kvävegödsel har studier visat att N<sub>2</sub>O avgången ligger på samma nivå som för kvävegödslade inte kvävefixerande växter (Wagner-Riddle et al., 1997; Kaiser et al., 1998b; Rochette et al., 2004).

## **Gödselanvändning**

IPCC har accepterat ett standardvärde på 1,25 % (definierat som procent tillfört N som avgår som N<sub>2</sub>O) för all jordbruksmark och alla typer av tillförda gödselmedel (Bouwman, 1990; Mosier et al., 1998). Det finns indikationer på att faktorn för N<sub>2</sub>O avgång varierar beroende på typer och kombinationer av gödselmedel som används (van Groenigen et al., 2004). Typen av tillfört N (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NH<sub>3</sub> eller organiskt N) påverkar N<sub>2</sub>O produktion

vid nitrifikation och denitrifikation. Organiska N gödselmedel innehåller ofta även lättillgängligt C som denitrifikationsbakterierna kan använda som substrat. Tillförseln av lätt nedbrytbart organiskt material ökar den mikrobiella biomassan i marken. En ökad O<sub>2</sub> konsumtionen kan leda till anaerobiska förhållanden och gynna denitrifikation och N<sub>2</sub>O avgång (Drury, et al., 1991; Kaiser 1994). Fasta emissionsfaktorer antyder att det finns ett linjärt samband mellan gödselgivan och N<sub>2</sub>O avgången så att gasavgången ökar med ökad kvävegödselgiva vilket inte alltid är fallet (Ryden, 1983; Velthof, et al., 1996; Kaiser et al., 1998). Det finns resultat som tyder på att det kan vara bättre att relatera emissionsfaktorn till mängden restkväve i marken eller till grödans kväveupptag än till mängden tillfört N (Velthof & Oenema, 1997; Kaiser & Ruser, 2000; van Groenigen et al., 2004).

Vid inventering av växthusgasavgång i Sverige används metoder enligt IPCC riktlinjer med nationella anpassningar (SNV, 2005). Exempel på nationella anpassningar är beräkning av N<sub>2</sub>O avgång från tillfört kväve i form av handelsgödsel och stallgödsel som har en emissionsfaktor på 0,8 % respektive 2,5 % jämfört med ICPP's standardvärde på 1,25 % (Kasimir-Klemedtsson, 2001).

Gödslingens utförande och tidpunkt för spridning påverkar NH<sub>3</sub> avdunstning och rotupptagets effektivitet och därför också mängden tillgängligt kväve för nitrifikation och denitrifikation. Under blöta förhållanden kan N-gödselmedel ge upphov till toppar av NO och N<sub>2</sub>O emission. Detta sker inom loppet av ett par dagar efter gödning. Efter två till tre veckor har emissionen sjunkit till bakgrundsvärden (Jacinthe & Dick, 1997; Veldkamp & Keller, 1997). Tidpunkten för och storleken på emissionstopparna beror på när och hur mycket nederbörd som kommer efter gödning och också på gödselgivans storlek (Dobbie et al., 1999; Clayton et al., 1997). Varje förlängning av perioder när NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-baserade gödselmedel kan nitrifieras eller NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-baserade gödselmedel kan denitrifieras utan konkurrens från rotupptag, ökar troligen avgången av N<sub>2</sub>O och NO. Spridningstidpunkten är viktig. Försök med olika spridningstidpunkter i majsodling visade att denitrifikationsförlusterna av N vid spridning vid sådd var 2,6 och 5,5 % av tillförd mängd N jämfört med 0,4 och 1,1 % vid spridning vid 6-bladsstadiet (Sainz Rozas, et al., 2001). Vanligen är gasavgången högre från gödsel som har tillförts under markytan eller som sprutats in i marken, än från handelsgödsel eller stallgödsel som har bredspridits på markytan (Comfort et al., 1990). Jämfört med bredspriden gödsel resulterade tillfört kväve under markytan i högre N<sub>2</sub>O förluster men lägre NO förluster.

## **Jordbearbetning**

Skörderester på åkermark är viktiga kol- och kvävekällor för nitrifikation och denitrifikation. Vid inblandning av skörderester stimuleras också mineraliseringen av markens organiska material (Flessa & Beese, 1995). Vissa studier har visat högre denitrifikationsaktivitet och högre N<sub>2</sub>O flöden vid inblandning av skörderester jämfört med bortförsel. Detta kan vara orsakat av skörderesternas påverkan på markytan, på fuktighetsförhållanden i det översta jordlagret. Inblandning orsakar också högre NO avgång.

Effekterna av jordbearbetning på mineralisering av organiskt material är väl kända. Höstplöjning och vårsådd främjar mineraliseringen av organiskt N och kan leda till högre N-utlakning och erosion (Skiba et al., 2002). För att motverka dessa negativa effekter rekommenderas direkt- och höstsådd. Jordbearbetning kan påverka förhållandet mellan  $N_2O$  och NO avgång från marken.Utförda studier visar en högre  $N_2O$  avgång från odlingsystem med reducerad bearbetning jämfört med plöjda (Aulakh et al., 1984; Aulakh et al., 1992; MacKenzie et al., 1998; Ball et al., 1999; Skiba et al., 2002). Detta kan förklaras av en lägre uppmätt porvolym och relativ gasdiffusivitet i matjorden vid direktsådd jämfört med vid plöjning (Skiba et al., 2002). Emellertid kan  $N_2O$  avgången vara lägre från system som inte har blivit bearbetade under ett antal år jämfört med konventionellt bearbetade.

Markpackning kan öka risken för  $N_2O$  avgång (Bakken et al., 1987; Hansen et al., 1993; Ruser et al., 1998).

Skillnader i  $N_2O$  avgång mellan höstkorn och vårkorn har konstaterats (Ball et al., 1999; Skiba et al., 2002).  $N_2O$  avgången var högre från vårkorn än från höstkorn.

### ***Koncentrationer av $N_2O$ inom markprofilen och dess korrelation till $N_2O$ avgång***

Tidigare rapporterade studier har utförts för att kvantifiera  $N_2O$  avgång från åkermark och korrelerar  $N_2O$  flödet från markytan till atmosfären till biologiska, kemiska och fysikaliska markfaktorer. Det finns bara ett fåtal undersökningar utförda som beskriver mängder, fördelning och dynamik av  $N_2O$  inom markprofilen. Dessa undersökningar visar att det under förhållanden med intensiv  $N_2O$  produktion och begränsad gasdiffusion kan ske en avsevärd ackumulering av  $N_2O$  i markvätskan och i markluften (Heincke & Kaupenjohann, 1999). Tillfälliga omäta tillstånd av  $N_2O$  i markvätskan har också påträffats (Bowden & Bormann, 1986; Davidson & Firestone, 1988; Terry et al., 1981).  $N_2O$  koncentrationerna i markluften varierar liksom i markvätskan, extremt mycket över tid och rum (Heincke & Kaupenjohann, 1999). Maximum koncentrationer har uppmätts motsvarande 23 000 gånger högre än koncentrationerna i atmosfären. Under intensiv denitrifikation kan konsumtion av  $N_2O$  från atmosfären förekomma. Koncentrationen av  $N_2O$  i markluften är då lägre än i atmosfären och marken kommer då att fungera som en sänka för  $N_2O$ .

Försök som har gjorts för att korrelera variationer i  $N_2O$  koncentrationen i markluften med  $N_2O$  flödesdynamiken har gett motstridiga resultat. En del studier har visat ett nära positivt samband mellan de högsta  $N_2O$  koncentrationerna i markluften och de högsta  $N_2O$  flödena (Arah et al., 1991; Cates & Keeney, 1987; Christensen, 1985; Hansen et al., 1993; Lind, 1985; Mosier & Hutchinson, 1981). Andra undersökningar har bara visat ett positivt samband under sommaren och då under perioder med extremt hög  $N_2O$  avgång steg  $N_2O$  i markluften och markvätskan samtidigt. Även motsatsen har påvisats under vintern, då de högsta koncentrationerna av  $N_2O$  sammanföll med den lägsta  $N_2O$

avgången under säsongen (Burford et al., 1981). Sambandet mellan N<sub>2</sub>O koncentrationer i markluften och gasavgången har blivit starkare vid ökande markvattenhalter (Benckiser et al., 1986). I blöta jordar ökade N<sub>2</sub>O avgången 4 gånger långsammare med ökande N<sub>2</sub>O koncentrationer i markluften än i torra jordar (Christersen, 1985). I andra studier har man funnit inga eller bara svag samband mellan N<sub>2</sub>O koncentrationen i markluften och N<sub>2</sub>O avgången (Ball et al., 1997; Clayton et al., 1994; Goodroad & Keeney, 1985; Lessard et al., 1996; Velthof et al., 1996).

De finns många olika förklaringar till dessa brister på överensstämmelse och då även svårigheter med mätteknik. Den största N<sub>2</sub>O produktionen kan ske i de översta 5 cm av markprofilen och snabbt diffundera ut eller djupt ner i markprofilen och därmed orsaka en fördröjning mellan produktion och avgång (Goodroad & Keeney, 1985). Resultat från långliggande försök i Storbritannien visade att denitrifikationsaktiviteten på 70 cm djup endast var 3 % av aktiviteten vid markytan (Richards & Webster, 1999). Andra orsaker kan vara den stora rumsliga variationen i N<sub>2</sub>O koncentrationer och flöden eller upplösningen av N<sub>2</sub>O i markvätskan (Velthof et al., 1996). Vidare kan höga markvattenhalter hindra N<sub>2</sub>O diffusionen och driva igenom en mikrobiell reduktion av N<sub>2</sub>O till N<sub>2</sub> (Lessard et al., 1996).

### **Markvätskans förmåga att lagra och transportera N<sub>2</sub>O**

Under böta förhållanden kan betydande mängder av producerad N<sub>2</sub>O stanna kvar under långa tidsperioder i marken beroende på hög löslighet och långsam diffusion. Höga markvattenhalter i kombination med ogynnsam markstruktur för gastransport göra att N<sub>2</sub>O kan vara instängd under flera veckor.

I ett fåtal studier har man undersökt transporten av N<sub>2</sub>O löst i markvätskan och dess vidare avgång till atmosfären i brunnar, dräneringsutlopp m m. Det har visat sig att detta kan vara en relevant transportväg och många gånger i samma storleksordning som gasavgången av N<sub>2</sub>O från markytan (Bowden & Bormann, 1986; Davidson & Firestone, 1988; Davidson & Swank, 1990; Dowdell et al., 1979; Minami & Fukushi, 1984; Minami & Ohsawa, 1990; Rice and Rogers, 1993; Ronen et al., 1988; Ueda et al., 1993). För att löst N<sub>2</sub>O ska utlakas krävs en hög produktion och en stor mängd infiltrerande vatten som orsakar ett snabbt makroporflöde (Dowdell et al., 1979; Schnabel & Stout, 1994). När löst N<sub>2</sub>O har nått alven finns olika möjligheter för fortsatt transport eller mikrobiell reducering till N<sub>2</sub>. N<sub>2</sub>O löst i grundvattnet kan diffundera genom överliggande marklager och avgå till atmosfären (Rice & Rogers, 1993; Ueda et al., 1993). En annan potentiell transportväg för N<sub>2</sub>O löst i grundvattnet är flöde längs en hydraulisk gradient till en källa eller en ytvattenförekomst (Ueda et al., 1993). Dräneringsvatten kan innehålla stora mängder löst N<sub>2</sub>O som kan lämna åkermarken via dräneringssystemen (Harris et al., 1984). Speciellt dräneringsvatten från åkermark med hög kväveomsättning kan vara övermåttade på N<sub>2</sub>O i förhållande till koncentrationer som finns i atmosfären (Guthrie & Duxbury, 1978; Minami & Fukushi, 1984; Minami & Ohsawa, 1990; Terry et al., 1981; Ueda et al., 1993). I England under vintern har man uppmätt höga koncentrationer av löst N<sub>2</sub>O i dräneringsvatten från åkermark. Eftersom ledningarna inte var vattenfyllda kunde



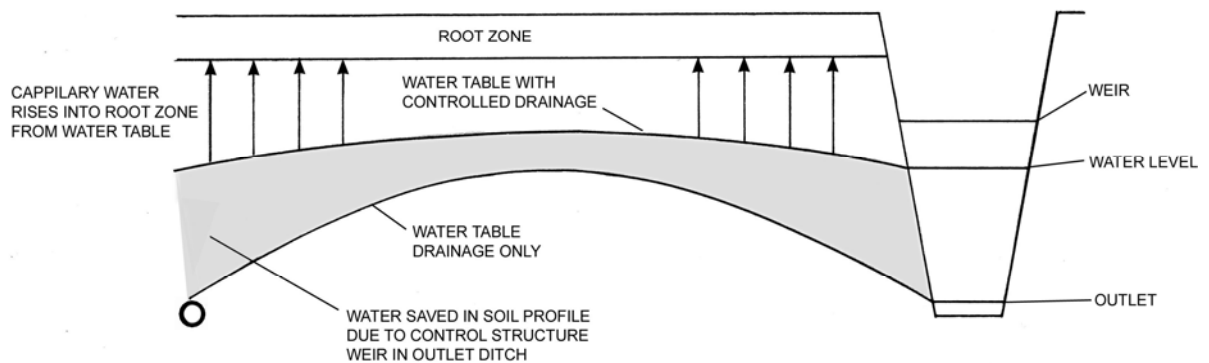
delvis det lösta  $N_2O$  avgår till luften i ledningen där koncentrationen av  $N_2O$  var 100 gånger så hög som i atmosfären (Dowdell et al., 1979). Andra möjliga transportmekanismer för löst  $N_2O$  är genom avrinning i matjorden (Davidson & Swank, 1990; Harris et al., 1984) eller på markytan (Harris et al., 1984).

Hur stor andel av löst  $N_2O$  som avgår till atmosfären beror på flödes hastigheten och hur turbulent vattnet är och hur vattenfåran är utformad. I väl syresatta strömmar avgår löst  $N_2O$  till atmosfären inom några minuter och efter en transportsträcka på bara några meter (Bowden & Bormann, 1986). I motsats till andra studier där man har funnit betydligt längre tidsrymder och att jämviktsförhållanden inte har infunnit sig (Ueda et al., 1993). Förklaring tros vara att i större utloppsdiken kan löst  $N_2O$  ha sitt ursprung ifrån förutom dräneringsvatten även ifrån denitrifikation i bottensedimentet i diket och från nitrifikation i dräneringsvattnet. Transittiden var också tillräckligt lång för mikrobiell omvandling av  $N_2O$  till  $N_2$  (Minami & Ohsawa, 1990).

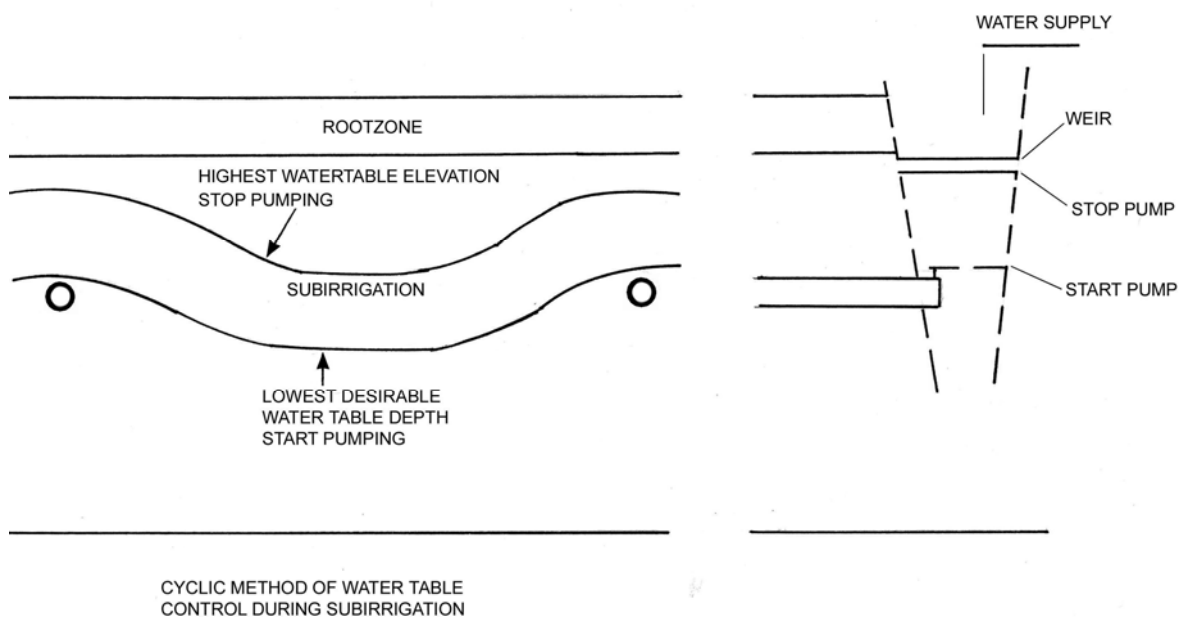
Trots höga variationer har mängden utlakat  $N_2O$  ingen betydelse i perspektiv till ekosystemens N-budgetar. Vanligtvis är utlakad mängd  $NO_3-N$  flertalet gånger större än förlusterna av löst  $N_2O-N$  (Bowden & Bormann, 1986; Davidson & Firestone, 1988; Davidson & Swank, 1990; Dowdell et al., 1979; Harris et al., 1984). Utlakningen av  $N_2$  har förmodligen ännu mindre betydelse då dess löslighet är 50 gånger längre än  $N_2O$  (Dowdell et al., 1979).

### ***Reglering av grundvattennivån och effekter på N flöden***

Reglering av grundvattennivån är allmänt erkänt som ”best management practice” i Nordamerika (Skaggs, 1999; Madramootoo, et al., 2001). Anledningen till detta är att man har funnit genom försök och forskning, att man kan uppnå högre skördar med lägre kvävegivor samtidigt som jordbrukets negativa miljöeffekter avsevärt minskar (Brown et al., 1996; Evans et al., 1996a; LICO, 1999). Det finns i huvudsak två olika sätt att reglera grundvattennivån: reglerad dränering och underbevattning. Båda metoderna minskar utlakningen av  $NO_3-N$  genom att minska utflödet av dräneringsvatten (Drury et al., 1996; Madramootoo et al., 1999; Wesström, 2002) och genom att skapa anaerobiska förhållanden i alven som gynnar denitrifikation (Gilliam & Skaggs, 1986; Wright et al., 1992; Lalonde, et al., 1996; Elmi et al., 2000). Vid reglerad dränering fördröjer man avrinningen av dräneringsvatten genom att plugga eller höja dräneringssystemets utlopp. Grundvattenytan kan då endast sjunka genom att vatten avdunstar, perkolerar eller stiger över utloppets nivå (figur 4). Vid underbevattning hålls grundvattenytan i marken förhöjd genom att man pumpar in vatten i dräneringssystemet till en viss förutbestämd nivå (figur 5). I Finland ges bidrag i form av EUs miljöbidrag till installationer av reglerad dränering och underbevattning på åkermark (Jord- och Skogsbruksministeriet, 2000).



Figur 4. Grundvattennivån vid reglerad dränering respektive vid konventionell dränering samt ökning av vattenmättad zon vid reglerad dränering, efter Evans & Skaggs (1996b).



Figur 5. Högsta och lägsta grundvattennivå vid underbevattning, samt nivåer i utloppsdiket som styr tillförsel av vatten, efter Evans & Skaggs (1996b).

Reglering av grundvattennivån gynnar denitrifikationen och kan resultera i att man måste kompromissa mellan ökad  $N_2O$  avgång och minskad utlakning av  $NO_3-N$ . Den potentiella risken för negativa miljöeffekter gör att det finns ett stort behov av att undersöka om det går att minska nitratutlakning utan att man får en åtföljande ökning av  $N_2O$  avgången.

## Tidigare utförda försök med mätning av denitrifikation i samband med reglering av grundvattennivån

Ett fåtal studier har utförts för att undersöka sambanden mellan grundvattennivån och N<sub>2</sub>O avgången från åkermark. Försök har utförts i Kanada (Drury, et al., 1997; Elmi, et al., 2000; Elmi, et al., 2002; Elmi, et al., 2004a; Elmi, et al., 2004b; Lalonde et al., 1996) och USA (Jacinthe et al., 1999; Jacinthe et al., 2000; Kliewer & Gilliam, 1995), med syfte att undersöka hur en reglering av grundvattennivån påverkar denitrifikationen i åkermark (tabell 1 och 2). Undersökningarna har utförts i fältförsök samt i lysimetrar nedgrävda i fält och stående i växthus. Klimatförhållanden under försöksserierna har varierat från naturliga förhållanden för försöksplatserna under vegetationssäsongen till konstanta klimatförhållanden i växthus. De hydrologiska förutsättningarna har varit olika genom att underbevattnings har ingått som ett led i några av försöken. Detta har gjort det möjligt att hålla en konstant grundvattennivå under försöksperioden. Förutsättningarna för utförda försök redovisas i tabell 1.

**Tabell 1.** Sammanställning över försöksplatser, försöksperiodens längd, odlad gröda och ingående försöksled för utförda försök med reglering av grundvattennivån och mätning av denitrifikation

Försöksplats	Försöksperiod	Gröda	Försöksled	Referens
Kanada, Ontario, växthus, ostörda lysimetrar (90 cm, Ø 20 cm), konstant dag- och nattemp.	132 dagar	Majs	3 grundvattennivåer (30, 60, 80 cm) 4 N-givor	Drury, et al., 1997
Kanada, Quebec, fältförsök, tre block (120 x 75 m)	Vegetationssäsong (maj till sept.) år 1996 – 2000	Majs	2 grundvattennivåer Fri dränering och underbevattnings (gv 60 cm) Två N-givor	Elmi, et al., 2000; 2002; 2004a; 2004b
USA, Ohio, växthus, ostörda lysimetrar (90 cm, Ø 20 cm)	110 dagar	Träda	2 grundvattennivåer Statisk gv-nivå (50 cm) och dynamisk gv-nivå (50, 10, 70, 50, 10 cm)	Jacinthe et al., 1999; 2000
USA, NC, i fält, ostörda nedgrävda lysimetrar (56 cm, Ø 15 cm)	November 1993 till april 1994 (172 dagar)	Träda	3 grundvattennivåer (15, 30, 45 cm) med och utan C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Kliewer & Gilliam, 1995
Kanada, Ontario, fältförsök, tre block (115 x 18,7 m)	Vegetationssäsong (maj till nov.) år 1992 och 1993	Majs, sojaböna	3 grundvattennivåer Fri dränering och reglerad dränering (25 och 50 cm)	Lalonde et al., 1996

Resultaten från tidigare utförda undersökningar ger inga entydiga svar på hur grundvattennivån påverkar denitrifikation och N<sub>2</sub>O bildning beroende på olika försöksutförande, hydrologiska, fysikaliska och kemiska förutsättningar samt försöksperiodernas längd (tabell 1). En sammanställning över syftet med och resultat från de utförda försöken redovisas i tabell 2.

I flertalet fältförsök har man visat att nitratkoncentrationen sjunker både i marken och i dräneringsvattnet vid reglering av grundvattennivån med 25 till 95 %, jämfört med konventionell dränering (Lalonde, et al., 1996; Elmi et al., 2000; Jacinthe et al., 2000) (tabell 2). I samtliga fall förklaras de lägre koncentrationerna av en högre denitrifikation. I de flesta undersökningar har mätning av denitrifikation utförts i matjorden (0-0,15 cm). Ett fåtal studier (Kliewer & Gilliam, 1995; Elmi et al., 2004a) visar att en betydande denitrifikation kan ske i alven där hastigheten är mindre beroende av djupet under grundvattenytan och mer beroende av tillgången till en energikälla. Produktion av N<sub>2</sub>O djupare i markprofilen leder till att uppehållstiden i marken blir längre och därmed ökar möjligheterna för att N<sub>2</sub>O ska hinna reduceras till N<sub>2</sub> innan gasavgång vid markytan. N<sub>2</sub>O-avgången vid markytan har uppmätts som högst till 2 % av den totala gasavgången (Kliewer & Gilliam, 1995). En högre denitrifikation har uppmätts vid underbevattnings jämfört med konventionell dränering (Elmi, et al., 2000; Elmi, et al., 2002; Elmi, et al., 2004a; Elmi et al., 2004b). En jämförelse av kvoten mellan avgången N<sub>2</sub>O: N<sub>2</sub>O+N<sub>2</sub> visar att kvoten var lägre för uppmätt gasavgång från underbevattnade rutor än från rutor med konventionell dränering. Detta ger indikationer om att en högre denitrifikation vid underbevattnings inte nödvändigtvis behöver betyda att N<sub>2</sub>O-avgången ökar, utan att marken kan fungera som en sänka för producerad N<sub>2</sub>O (Elmi et al., 2004a).

### ***N<sub>2</sub>O avgången per år***

Tidigare utförda försök visar att N<sub>2</sub>O avgången varierar under året, med den högsta avgången under vegetationssäsongen. Bremner et al., (1980), visade i fältförsök fördelningen av N<sub>2</sub>O avgång under året från ogödslad åkerjord (tabell 3). Den låga N<sub>2</sub>O avgången under vintersäsongen har förklarats med en låg mikrobiell aktivitet och en låg gasdiffusion. Det finns emellertid ett flertal studier, utförda på senare tid, i Nordamerika och norra Europa, som har visat höga N<sub>2</sub>O flöden vid låga temperaturer, med 38 till 70 % av den årliga avgången under vintern (van Bochove et al., 1996; Wagner-Riddle, et al., 1997; Röver et al., 1998; Alm, et al., 1999; Teepe, et al., 2000).

**Tabell 2.** Syfte och resultat från utförda försök med reglering av grundvattennivån och mätning av denitrifikation

Syfte	Resultat	Referens
Bestämma effekten av grundvattennivån på nitratutlakning, N <sub>2</sub> O- produktion och N-utnyttjande	Optimal gv 60 cm för N-utlakning, N <sub>2</sub> O-produktion och skörd. Högst utlakning och utflöde vid 30 cm gv och lägst skörd vid 80 cm gv.	Drury, et al., 1997
Undersöka kombinerade effekter av olika grundvattennivåer och N-givor på 1. mängden restkväve, 2. sambanden mellan denitrifikationshastighet och reduktion av N-konc. i markprofilen, 3. effekter på skörd	Högre nitratkonc. i marken vid högre N-giva. Lägre nitratkonc. i marken vid underbevattning. Högre denitrifikation vid underbevattning. Denitrifikationen påverkades inte av olika N-givor. Under normala klimatförhållanden var skörden högre vid underbevattning.	Elmi, et al., 2000; 2002; 2004b
Undersöka kombinerade effekter av olika grundvattennivåer, N-givor och djup i markprofilen på denitrifikationshastigheten.	Högre denitrifikationshastighet vid underbevattning. Denitrifikationen påverkades mycket lite av olika N-givor. Hälften av all denitrifikation skedde på nivåerna 0,15-0,30 och 0,30-0,45 cm i markprofilen.	Elmi, et al., 2004a
Undersöka hur denitrifikationen påverkas av grundvattenreglering, speciellt förhållandet mellan N <sub>2</sub> O och N <sub>2</sub> avgång. Studera hur effektiv metoden är för att minska ackumulerat nitrat i marken och om man kan påverka detta.	N <sub>2</sub> O-konc. i marken varierade med fluktuerande grundvattennivåer. Högre N <sub>2</sub> O-konc. precis under än över gv.ytan. För att bibehålla en stor minskning av nitrat innehåll och en låg andel N <sub>2</sub> O-avgång rekommenderas att hålla en hög gv.nivå under en lång tidsperiod i den mest biologiskt aktiva delen av markprofilen (10 cm).	Jacinte et al., 1999; 2000
Undersöka hur grundvattennivån påverkar denitrifikationens hastigheten, tidpunkt och djup i markprofilen samt N <sub>2</sub> O-avgången	Störst denitrifikation längst ned i profilen (36-54 cm) i alla led. Positiv korrelation mellan N <sub>2</sub> O-avgång och medelmarktemp. N <sub>2</sub> O-avgången motsvarade 2 % av total denitrifikation i alla led. Gv.nivån har ingen betydelse för N <sub>2</sub> O-avgångens storlek.	Kliwer & Gilliam, 1995
Undersöka hydrologiska och miljömässiga fördelar med reglerad dränering, samt utveckla rekommendationer för användning av systemet vid odling av majs och sojabönor.	Reglerad dränering gav miljömässiga fördelar genom lägre N-utlakning och minskad risk för översvämning nedströms. Den lägre N-utlakningen berodde på ett lägre utflöde. Ekonomiska fördelar genom minskat behov av N-gödsling.	Lalonde et al., 1996

**Tabell 3.** Fördelningen av N<sub>2</sub>O avgången under året från 6 ogödslade åkerjordar i Iowa (Bremner et al., 1980)

Årstid	% av årlig N <sub>2</sub> O avgång
Sommar (juni – augusti)	55 - 83
Höst (september – november)	6 - 32
Vinter (december – februari)	< 1 - 5
Vår (mars – maj)	9 - 26

Mätningar av N<sub>2</sub>O avgång i redovisade försök med reglering av grundvattennivån är utförda under olika långa tidsperioder och inga mätningar har utförts kontinuerligt under ett helt år (tabell 1). För att kunna jämföra resultaten med varandra på årsbasis har en uppskattning av N<sub>2</sub>O avgång per år gjorts med hjälp av procentsatserna för årlig N<sub>2</sub>O avgång (Tabell 3). I tabell 4 redovisas uppmätta värden av N<sub>2</sub>O avgång i g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> och omräknade värden till N<sub>2</sub>O avgång i kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

**Tabell 4.** N<sub>2</sub>O-avgång (g N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) och beräknade värden på N<sub>2</sub>O-avgång (kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) från utförda försök med reglering av grundvattennivån

Grundvattennivå (cm)	N <sub>2</sub> O-N (g ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )			N <sub>2</sub> O-N (kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )			Källa
30	185,7			68			Drury et al., 1997
60	46,6			17			
80	54,4			20			
Regleringssystem/ år	1996	1997	1998	1996	1997	1998	
Underbevattning (60 cm)	71,9	15,9	431,1	14	3	86	
Fri dränering (100 cm)	44,6	9,8	202,3	9	2	40	Elmi et al., 2000; 2002; 2004
Grundvattennivå (cm)							
15 (min – max)	3 -122			0,9 – 37			
30 (min – max)	0 - 75			0 – 22			
45 (min – max)	0 - 30			0 – 9			Kliewer & Gilliam, 1995

## Skötselåtgärder som kan begränsa lustgasavgång

Storleken på N<sub>2</sub>O avgången bestäms av storleken på N-flödet och gasutbytet med atmosfären. Ju större N-flöden man har i marken desto större är risken för hög N<sub>2</sub>O avgång. Den mest grundläggande insatsen för att minska kväveförlusterna från åkermark

är att öka effektiviteten på användningen av kvävegödsel, så att tillfört kväve kommer grödan tillgodo. Detta går att påverka med odlingsåtgärder. Med låga nitratkoncentrationer i markprofilen kan kväveförlusterna minska från åkermarken. Under perioder med våta förhållanden kan man genom odlingsåtgärder undvika för höga vattenhalter i matjorden och genom reglerad dränering öka vattnets uppehållstid i alven och minska utflödet från dräneringssystemet.

### **Allmänna åtgärder för att minska kväveförluster från jordbruksmark**

Genom att skapa optimala odlingsförhållanden för grödan och därigenom nå ett effektivt kväveutnyttjande, kan man minska förlusterna från odlingssystemet. Idag finns det en väl utvecklad rådgivningsverksamhet och verktyg framtagna som gör det lättare att anpassa N-gödslingen efter grödans behov. Syftet med verksamheten är att på frivillig väg minska kvävegödsling på de gårdar där det gödslas mer än grödan behöver. En anpassad N-giva ger ett högre skördeutbyte per insatt mängd N-gödsel och mindre mängd restkväve kvar i marken efter skörd. Detta minskar risken för N<sub>2</sub>O avgång under vintersäsongen. Samtidigt minskar även riskerna för N-förluster genom utlakning och erosion som kan utgöra ett betydande oavsiktlig N-flöde från jordbruksmark till andra ekosystem där det kan leda till ökad N<sub>2</sub>O avgång. Följande allmänna skötselåtgärder för att minska N-förluster från jordbruksmark gäller både förluster genom utlakning och N<sub>2</sub>O avgång;

- Anpassa N-givor efter grödans behov
- Anpassa spridningstidpunkten så att den överensstämmer med bästa tidpunkten för grödans upptag. Undvik för tidig eller för sen spridning.
- Sträva efter jämn spridning.
- Undvika att tillföra för handels- och stallgödselgivor vid tillfällena med hög vattenmättnad i marken eller på tjälad mark.
- Sträva efter låga koncentrationer av NO<sub>3</sub>-N i marken under vintersäsongen
- Återföra kväverika restprodukter till jordbruksmark för att minska behovet av nya kvävekällor.

Trots att ICPP har accepterat en allmän emissionsfaktor för N<sub>2</sub>O avgång (1,25 % av tillförd mängd N) från jordbruksmark visar resultat från fältförsök att det kan finnas en avsevärd variation i emissionsfaktor mellan olika typer och kombinationer av gödselmedel. Detta gäller framförallt skillnader i N<sub>2</sub>O avgång från tillförd handels- och stallgödsel delvis beroende på att med stallgödseln tillförs även en kolkälla till marken. Vid tillförsel av olika typer av gödselmedel har försök visat att;

- Tillförsel av stallgödsel till jordbruksmark, som innehåller låga halter av organiskt material och har en låg potential för denitrifikation, kan öka risken för N<sub>2</sub>O avgång jämfört med tillförsel av handelsgödsel (Rochette et al., 2000; Barton & Schipper, 2001).

- Tillförsel av stallgödsel till betesmark ger en lägre emissionsfaktor än tillförsel av handelsgödsel som innehåller NO<sub>3</sub>-N (Egginton & Smith, 1986; Velthof & Oenema, 1995).
- Kombinerad tillförsel av stall- och handelsgödsel ökar emissionsfaktorn (Clayton, et al., 1997; Stevens & Laughlin, 2001a; Stevens & Laughlin, 2001b).

N-flödet i marken påverkas också av tillförseln av skörderester och biologisk kvävefixering. Inblandning av skörderester leder till ökad mikrobiologisk aktivitet, ökad O<sub>2</sub> konsumtion och uppkomst av anaerobiska förhållanden som gynnar denitrifikation. Odling av kvävefixerande grödor kan leda till motsvarande N<sub>2</sub>O avgång som för grödor som tillförts N-gödsel. Försök har visat att man kan minska N<sub>2</sub>O avgång genom att;

- Bearbeta mark täckt av kväverika växtrester i anslutning till sådd av efterföljande gröda.
- Undvika om möjligt att plöja permanent betesmark. Insådd bör ske tidigt på säsongen så att marken är gräsbevuxen inför vintersäsong.
- Så ettåriga grödor i växtföljd med vall i snar anslutning till att vallen bryts
- Undvik träda. Håll marken vintergrön genom höstsådd eller fånggrödor.

### ***Skapa markförhållanden som överensstämmer med låg N<sub>2</sub>O avgång***

Gasutbytet med atmosfären beror till stor del på markens textur, struktur och vattenhalt. Alla åtgärder som främjar en god markstruktur bidrar till en väl genomluftning av markprofilen. N<sub>2</sub>O produktionen gynnas av förhållanden med relativt låga O<sub>2</sub> koncentrationer och produktionen är störst i gränsskiktet mellan aerobiska och anaerobiska förhållanden. N<sub>2</sub>O avgången ökar när gasutbytet är begränsat upp till en viss nivå när gasutbytet mellan mark och luft helt upphör. Då blir N<sub>2</sub> den huvudsakliga och slutliga produkten av denitrifikation.

Olika grödor har i fältförsök visat skillnader i N<sub>2</sub>O avgång beroende på odlingsspecifika åtgärder. För att minimera N<sub>2</sub>O avgången bör man;

- Ha ett rätt dimensionerat och väl underhållet dräneringssystem
- Undvika markpackning.
- Anpassa bevattning efter grödans vattenbehov, sträva efter en jämn spridningsbild och undvika för hög intensitet.



## **Åtgärder för att minska N<sub>2</sub>O avgång från jordbruksmark i samband med reglerad dränering**

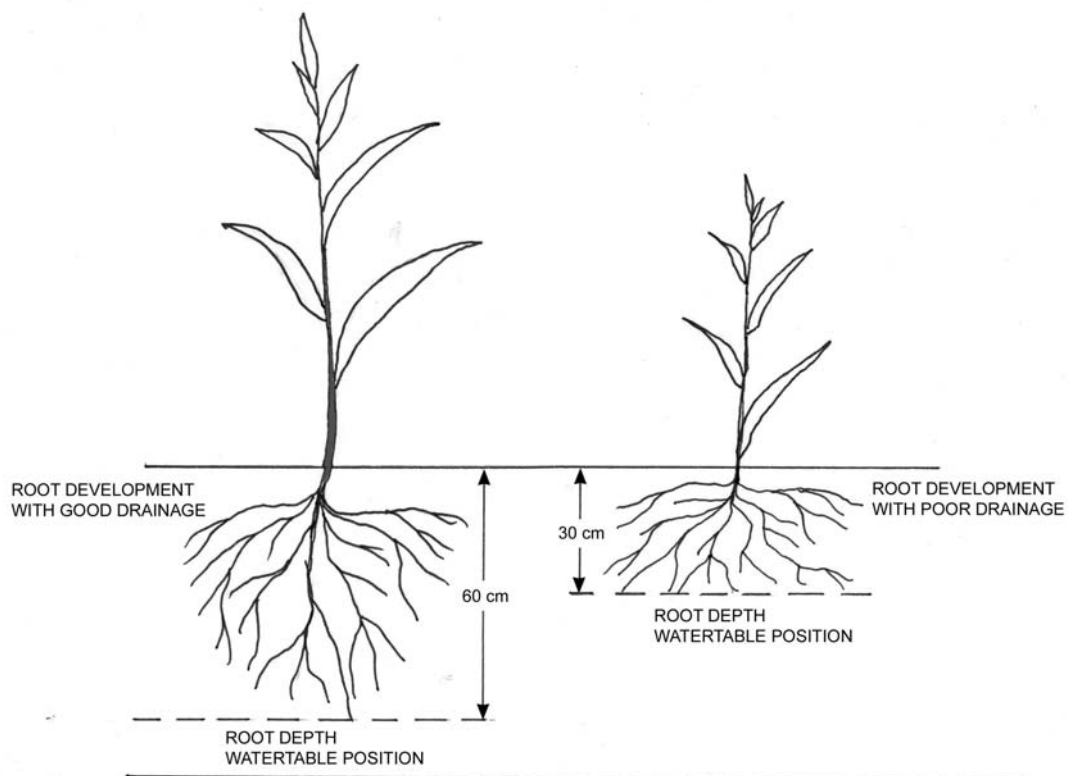
Förutom ovan nämnda skötselåtgärder för att öka kväveeffektiviteten medför reglerad dränering en anpassning av grundvattennivån till en efter årsvariationer skiftande optimal nivå. Skötseln av ett reglerat dräneringssystem innebär avvägande om höjning och sänkning av grundvattennivån i fält, för att under odlings säsongen, säkerhetsställa en optimal nivå både för växande gröda och för omgivande ytvatten som får ta emot dräneringsvatten från åkermarken. System för reglerad dränering och underbevattning är ofta utformade med kortare dikesavstånd än konventionella dräneringssystem. Detta innebär att dessa system får en högre dräneringsintensitet. Om man inte aktivt har systemen under uppsikt uteblir förväntade skördeökningar och miljövinster.

Under odlings säsongen råder oftast ett underskott på vatten under våra klimatförhållanden. När avdunstningen är högre än nederbörden är det svårt att hålla en hög grundvattennivå uppe. Situationer med höga grundvattennivåer under en längre tidsperiod inträffar därför sällan om inte vatten tillförs genom bevattning. En för hög grundvattennivå under vegetationssäsongen begränsar rotutvecklingen och därmed evapotranspiration och upptag av växtnäringsämnen (figur 6). Kväveeffektiviteten minskar och risken för restkväve i marken efter skörd ökar. En allt för hög grundvattennivå kan också innebära kväveförluster genom denitrifikation och leda till ökad ytavrinning med större transporter av organiskt kväve och partikelbunden fosfor. Sammantaget innebär detta att en optimal grundvattennivå för grödan också har en positiv effekt på dräneringsvattnets kvalitet. I början och slutet av odlings säsongen måste regleringsnivån anpassas så att markens bärighet vid odlingsåtgärder inte försämras.

För att få en maximal effekt av ett reglerat dräneringssystem krävs tillsyn av dämningnivån även under vintersäsongen. Under vintersäsongen är nederbörden högre än avdunstningen och det råder ett överskott på vatten. Den största avrinningen och utlakningen sker under denna period. Vid höga grundvattennivåer i marken ökar topputflödet (Wesström, et al., 2003) och ytvattenavrinningen kan öka. Genom att sänka dämningnivån och dränera marken under perioder av lägre nederbörd och höja dämningnivån innan förväntad nederbörd kan man minska topputflöden och risken för ytvattenavrinning. Efter nederbörd när allt ytvatten har infiltrerat sänker man gradvis dämningnivån till optimal nivå för att sedan höja igen inför nästa nederbördstillfälle.

Det framgår inte klart av tidigare utförda undersökningar vad som är optimal dämningnivå vid reglerad dränering för att begränsad N<sub>2</sub>O avgång. Under växtsäsongen bör optimal dämningnivå följa grödans rotutveckling. Studier har visat att en grundvattennivå på 60 cm ger optimal skörd och lägst nitratutlakning och N<sub>2</sub>O avgång. Under vintersäsongen har undersökningar som utförts med syfte att sänka nitratkoncentrationen i marken visat att en konstant hög grundvattennivå under lång tid sänker nitratkoncentrationer och ger än lägre N<sub>2</sub>O/ N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub> kvot för denitrifikationsprodukterna. I mineraljordar är det organiska materialet koncentrerat till matjorden. Bristen på energikälla kommer att vara den begränsade faktorn för

denitrifikationshastigheten. Genom att hålla dämningnivån under matjorden bör man kunna förhindra ökad  $N_2O$  avgång och samtidigt minska nitratutlakningen. Denitrifikationen kan vara betydande i alven om det finns en energikälla. Om vattenhalten i marken är hög och genomluftning av markprofilen låg kan producerad  $N_2O$  förbli löst i markvätskan under långa tidsperioder. Detta leder till en fördröjning mellan produktion och avgång av  $N_2O$ .  $N_2O$  löst i markvätskan, kan diffundera och avgå från markytan, transporteras löst och avgå till atmosfären i brunnar och utlopp eller reduceras till  $N_2$  i marken. En hög grundvattennivå i alven behöver inte leda till en ökad  $N_2O$  avgång vid markytan. Hur stor andel av löst  $N_2O$  i dräneringsvatten som avgår till atmosfären är oklart. Forskare menar att troligen är mängden  $NO_3-N$  flertalet gånger större än förlusterna av löst  $N_2O$ .



**Figur 6.** Rotutveckling med god och dålig dränering.

## Kunskapsbrister

Det finns mycket kunskap tillgänglig om hur N<sub>2</sub>O bildas i marken. De flesta studier som utförts har mätt N<sub>2</sub>O avgång vid markytan, men endast ett fåtal undersökning har gjorts som beskriver mängder, fördelning och dynamik av N<sub>2</sub>O i markluft och markvatten inom profilen. Klart är att denitrifikationen ökar med ökad vattenhalt i marken.

- Mer forskning behövs för att klargöra vad som händer med bildad N<sub>2</sub>O i markprofilen och hur man med en optimal dämmningsnivå och odlingsåtgärder kan förhindra en slutgiltig avgång till atmosfären via markytan eller dräneringsvattnet.

N<sub>2</sub>O avgången varierar beroende på platsspecifika egenskaper, växtföljder och odlingsåtgärder. Det finns också en variation beroende på skillnader i klimat under året och mellan olika år. Detta leder till skördevariationer mellan år. I de flesta studier har N<sub>2</sub>O avgång mätts i kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup>.

- Mer kunskap behövs om relationen mellan förluster av N<sub>2</sub>O i förhållande till skördeutfall (Graneli & Bøckman, 1994).

En hög N<sub>2</sub>O avgång har uppmätts i samband med bevattning.

- Mer kunskap behövs för att man ska kunna ta fram åtgärder som minskar N<sub>2</sub>O avgång i samband med bevattning.

Många undersökningar är utförda för att finna samband mellan gödsling och N<sub>2</sub>O avgång, men;

- Det finns inte tillräcklig kunskap för att dra slutsatser om vilka gödselmedel och vilken spridningsteknik man ska använda för att minska N<sub>2</sub>O avgång i samband med gödsling.

Odling av kvävefixerande grödor är gynnsamt eftersom man inte behöver tillföra gödsel till åkermark och genom att man kan få in en variation i växtföljden.

- Vid nedbrytning av skörderesterna har man uppmätt en hög N<sub>2</sub>O avgång. Det behövs mer kunskap för att kunna motverka detta.

Reducerat jordbearbetning och direktsådd minskar N-utlakning och erosion, men;

- Reducerat jordbearbetning och direktsådd kan leda till en öka N<sub>2</sub>O avgång. Det är oklart under vilka omständigheter detta sker.

## **Uppskattning av förväntad lustgasavgång och minskad kväveutlakning om reglerad dränering införs på potentiell mark lämplig för reglerad dränering**

Om man ska kunna uppskatta förväntad N<sub>2</sub>O avgång från åkermark med reglerad dränering behöver man tillgång till data på N<sub>2</sub>O avgång, uppmätta under liknande klimatförhållanden, jordarter och odlingssystem. Idag finns inte tillgång till mätdata för längre tidsperioder, varken i Sverige eller utomlands. Mätningar av N<sub>2</sub>O avgång har gjorts i Kanada och USA under kortare tidsperioder vid olika grundvattennivåer i marken. Det bedöms inte möjligt att kvantitativt använda dessa mätvärden för beräkningar under svenska förhållanden.

För att få en uppfattning om hur stor ökning av N<sub>2</sub>O avgång och minskning av kväveutlakning från åkermark kan bli om man inför reglerad dränering i större skala i Sverige har arealen som bedömts potentiell lämplig för reglerad dränering i södra Sverige används (Joel & Wesström, 2004).

### ***Potentiell areal lämplig för reglerad dränering***

För att reglerad dränering skall vara användbar i praktiken måste en del topografiska och agrohydrologiska förutsättningar vara uppfyllda. Av ekonomiska skäl bör exempelvis inte fältens lutning överstiga 2 % eftersom större lutning innebär att behovet av regleringsbrunnar ökar. Metoden är lämplig på jordar med relativt hög hydraulisk konduktivitet där reaktionerna på ökat eller minskat dräneringsdjup är snabba.

För att ta reda på hur stora arealer som kan vara lämpade för reglerad dränering utfördes en översiktlig kartering av potentiell jordbruksmark i de mest kväveläckagebenägna områdena i södra Sverige. Utifrån studien bedömdes cirka 300 000 ha lämplig för reglerad dränering (Joel et al., 2003). Denna kartläggning har sedan kompletterats med detaljstudier av mindre avrinningsområden. Utöver digital information omfattar denna undersökning även information om dräneringsbehov, fältprovtagning och resultat från en enkätstudie riktad till lantbrukare i de berörda områdena. Sammanställning och bearbetning av resultaten från uppgifter om dikesföretag, enkäterna och jordproverna har utförts med hjälp av GIS-verktyg. Verifieringen av jordartsdata har utförts på tidigare använda jordartskartorna framställda av SGU (Joel & Wesström, 2004).

Resultaten visar att potentialen för tillämpning är stor. Det är dock viktigt att påpeka att inte all täckdikade areal är dokumenterad. Resultat för de enskilda områdena redovisas i tabell 5.

**Tabell 5.** Potentiell areal (antal ha) för reglerad dränering i studieområdet i närheten av dikningsföretag

<b>Lämplighetsklass</b>	<b>Halland</b>	<b>Skåne</b>	<b>Blekinge</b>	<b>Kalmar</b>	<b>Total</b>
	Antal (ha)	Antal (ha)	Antal (ha)	Antal (ha)	Antal(ha)
Klass-1 (mycket hög)	6 170	23 812	667	4 470	35 119
Klass-2 (mycket hög)	4 077	20 234	553	2 727	27 591
Klass-3 (hög)	1 497	12 931	281	5 660	20 369
Klass-4 (hög)	800	11 457	297	2 535	15 089
Klass-5 (medel)	4 649	27 097	6 545	2 714	41 005
Klass-6 (medel)	2 575	16 666	934	1 158	21 333
Klass-7 (låg)	800	16 586	379	2 236	20 001
Klass-8 (låg)	457	11 250	253	612	12 572
> 2% lutning	20 249	142 764	4 440	4 287	171 740
Låg genomsläpp.	16 153	86 478	1 145	2 248	106 024
<b>Summa åker</b>	<b>57 427</b>	<b>369 275</b>	<b>15 494</b>	<b>28 647</b>	<b>470 843</b>
<b>Annan mark</b>	<b>65 342</b>	<b>243 895</b>	<b>31 190</b>	<b>35 848</b>	<b>340 427</b>

### ***Förväntad ökning av indirekt lustgasavgång och minskning av kväveutlakning***

Vid beräkning av den totala N<sub>2</sub>O emissionen från åkermark ingår förutom direkt och indirekt emission även en bakgrundsemission. Den direkta N<sub>2</sub>O emissionens storlek bestäms med hjälp av emissionsfaktorer och mängden kväve som årligen tillförs åkermarken. De direkta emissionsfaktorernas storlek varierar beroende på det tillförda kvävet ursprung. Den indirekta N<sub>2</sub>O emissionens storlek beräknas också med hjälp av emissionsfaktorer som relateras till mängden utlakat kväve respektive depositionen. Bakgrundsemission från en mineraljord är bestämd till 0,5 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (SNV, 2005). Emissionsfaktorer som används vid beräkningar av N<sub>2</sub>O avgång under svenska förhållanden samt totalförbrukning av kväve i delar av södra Sverige redovisas i tabell 6 respektive 7.

**Tabell 6.** Faktorer för direkt och indirekt N<sub>2</sub>O avgång samt bakgrundsemission från jordbruksmark (SNV, 2005)

Direkt N <sub>2</sub> O avgång	Emissionsfaktor % N <sub>2</sub> O-N av tillfört N
Handelsgödsel	0,80
Stallgödsel	2,50
Växtrester	1,25
Kvävefixerande grödor	1,25
Kvävefixering i vall med klöver	1,25
Betesdjur på vall	2
Betesdjur på permanent betesmark	1
Bakgrundsemission	Kg N <sub>2</sub> O-N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>
Mineraljord	0,5
Indirekt N <sub>2</sub> O avgång	
Deposition	1 % av N avgång
Utlakat N	2,5 % av utlakat N

**Tabell 7.** Totalförbrukning av kväve i Kalmar, Blekinge, Skåne och Hallands län, år 2001 samt areal åkermark (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004)

Län	Totalförbrukning av N (ton)			Areal åkermark (ha)
	Växttillgängligt N	Därav i handelsgödsel	Total-N i stallgödsel	
Kalmar	10 940	7 560 (52 %)	7 070 (48 %)	115 300
Blekinge	2 520	2 030 (63 %)	1 190 (37 %)	29 800
Skåne	49 260	44 190 (79 %)	11 590 (21 %)	418 800
Halland	10 420	8 270 (64 %)	4 560 (36 %)	103 200
Hela riket	207 130	174 300 (70 %)	74 580 (30 %)	2 352 900

De i försök uppmätta värden (tabell 4) visar i allmänhet en ökning av N<sub>2</sub>O avgången vid en ökning av grundvattennivån på mellan – 15 till 400 %. Det har inte bedömts möjligt att använda tidigare mätdata för att göra en uppskattning av N<sub>2</sub>O avgång vid reglerad dränering under svenska förhållanden. I följande beräkning antas att dämningnivån under odlings säsongen är inställd så att reglerad dränering inte påverkar den direkta N<sub>2</sub>O avgången. Den indirekta N<sub>2</sub>O avgången förväntas bli lägre genom en minskad kväveutlakning. Bakgrundsemission antas bli dubbelt så hög (1,0 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) på grund av blötare förhållanden under vintersäsongen.

Tidigare utförda undersökning visar klart att det går att minska kväveutlakningen med reglerad dränering. I flertalet studier har den minskade kväveutlakningen kunnat relateras till ett minskat utflöde från dräneringssystemet. Resultat från 14 olika försöksplatser i

North Carolina, med sammanlagt 125 försöksår, visar att man med reglerad dränering i bruk året runt kan minska utflödet från dräneringssystemet med cirka 30 % (Evans et al., 1989; Gilliam et al., 1979). Stora variationer i utflöde har dock uppmätts beroende på skillnader i jordart, nederbörd, typ av dräneringssystem och hur intensivt regleringen har skötts. Enligt dessa undersökningar har reglerad dränering haft en liten effekt på de totala koncentrationerna av kväve och fosfor i dräneringsvattnet (Deal, et al., 1986; Evans et al., 1989; Gilliam et al., 1978; Gilliam et al., 1979). Reglerad dränering minskade transporten av kväve och fosfor från åkermark främst genom att utflödet minskade från dräneringssystemet (Deal, et al., 1986; Evans et al., 1989; Gilliam et al., 1978; Gilliam et al., 1979; Skaggs et al., 1981). Resultat från fältförsök i Sverige visar att kväveläckaget kan minskas med 20 till 30 kg N per hektar och år jämfört med konventionell dränering genom till största delen mindre utflöde från dräneringssystemet (Wesström, 2002).

Denna beräkning av kväveutlakning bygger endast på skillnaden mellan tillförd N genom handels- eller stallgödsel och växttillgängligt kväve. Totalt utgör handels- och stallgödseln 75 % av årlig mängd tillförd N till åkermarken (SNV, 2005). Tillförsel av N genom växtrester, kvävefixering eller betesdjur ingår inte i beräkningen. Av N överskottet beräknas 60 % att gå förlorat genom utlakning och resterande 40 % genom ammoniakavgång, denitrifikation och fastläggning (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004). En grov uppskattning av potentialen för minskning av kväveutlakning är 50 % NO<sub>3</sub>-N med motsvarande minskning av indirekt N<sub>2</sub>O avgång beroende på utlakning av kväve till grundvatten, åar, sjöar och beräknat med en emissionsfaktor på 2,5 % av utlakat kväve (SNV, 2005).

I tabell 8 och 9 redovisas överskottet av N som skillnaden mellan växttillgängligt N och tillförd gödsel samt beräknad direkt och indirekt avgång av N<sub>2</sub>O-N i kg ha<sup>-1</sup> beroende på tillförd mängd handels- och stallgödsel respektive på mängd utlakat N och bakgrundsemission vid konventionell dränering respektive reglerad dränering (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004).

**Tabell 8.** Överskott av N samt beräknad direkt och indirekt avgång av N<sub>2</sub>O-N i kg ha<sup>-1</sup> beroende på tillförd mängd handels- och stallgödsel respektive på mängd utlakat N och bakgrundsemission vid konventionell dränering (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004)

Län	Överskott av N (kg ha <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N av tillförd handelsgödsel (kg ha <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N av tillförd stallgödsel (kg ha <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N av utlakat N (kg ha <sup>-1</sup> )	Indirekt emission (kg ha <sup>-1</sup> )	Summa N <sub>2</sub> O-N avgång (kg ha <sup>-1</sup> )
Kalmar	32 (25 %)	0,5	1,5	0,5	0,5	3,0
Blekinge	23 (22 %)	0,5	1,0	0,3	0,5	2,4
Skåne	16 (12 %)	0,8	0,7	0,2	0,5	2,3
Halland	23 (19 %)	0,6	1,1	0,4	0,5	2,6
Hela riket	18 (17 %)	0,6	0,8	0,3	0,5	2,2

**Tabell 9.** Överskott av N samt beräknad direkt och indirekt avgång av N<sub>2</sub>O-N i kg ha<sup>-1</sup> beroende på tillförd mängd handels- och stallgödsel respektive på mängd utlakat N och bakgrundsemission vid reglerad dränering (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004)

Län	Överskott av N (kg ha <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N av tillförd handelsgödsel (kg ha <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N av tillförd stallgödsel (kg ha <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N av utlakat N (kg ha <sup>-1</sup> )	Indirekt emission (kg ha <sup>-1</sup> )	Summa N <sub>2</sub> O-N avgång (kg ha <sup>-1</sup> )
Kalmar	22	0,5	1,5	0,3	1,0	3,4
Blekinge	16	0,5	1,0	0,2	1,0	2,8
Skåne	11	0,8	0,7	0,2	1,0	2,7
Halland	16	0,6	1,1	0,2	1,0	3,0
Hela riket	18	0,6	0,8	0,3	0,5	2,2

I tabell 10 redovisas beräknad indirekt avgång av N<sub>2</sub>O-N i kg beroende på mängd utlakat N och bakgrundsemission samt utlakad mängd N i ton vid konventionell (FD) respektive reglerad dränering (RG) från den mark som är potentiellt lämplig för reglerad dränering (tabell 5). Överskottet av N tillgängligt för utlakning är underskattat eftersom endast 75 % av tillfört kväve ingår i denna förenklade beräkningen beroende på brist av data. Vid en jämförelse av utförda kvävebalanser grundade på statistik för hela Sverige, där all N tillförsel och bortförsl genom skörd ingår, blir överskottet 100 530 ton år 2001 jämfört med använt överskott på 41 750 (40 %) (SNV, 2005). Om man antar att 60 % av överskott utlakas blir det en utlakning på 60 318 ton N jämfört med använt 25 050 ton N. I genomsnitt utlakas 23 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> jämfört med i beräkningen använd utlakning på 11 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (SNV, 2003). De fyra redovisade länen har tillsammans en areal som utgör 7 % av Sveriges åkerareal. Handels- och stallgödselanvändning uppgår till 1/3 av den totala årliga förbrukningen (tabell 7). Om man inför reglerad dränering på denna areal kan den totala N utlakning (11 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) minska med 4 %. Utlakningen i dessa län är troligen högre än genomsnittet och kan uppgå till 35-40 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (SNV, 2003).

Av den totala N<sub>2</sub>O avgången från mineraljord på cirka 3,5 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (8,2 miljoner ton) är 49 % direkt avgång från marken, 24 % indirekt avgång, 8 % från djurproduktion och 19 % från övriga källor (SNV, 2005). Av tabell 10 framgår det att om reglerad dränering skulle införas på 7 % av åkerarealen kan det medföra en ökning av den indirekta N<sub>2</sub>O avgången med 46 % på denna areal. Ökningen på 57 430 kg N<sub>2</sub>O-N per år utgör 0,7 % av den totala N<sub>2</sub>O avgången per år.



**Tabell 10.** Beräknad indirekt avgång av N<sub>2</sub>O-N i kg beroende på mängd utlakat N och bakgrundsemission samt utlakad mängd N i ton vid konventionell (FD) respektive reglerad dränering (RG) på potentiell mark lämplig för reglerad dränering (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004)

Län	N <sub>2</sub> O-N av utlakat N		Indirekt emission		Summa N <sub>2</sub> O-N avgång		utlakat N (ton)		Areal åkermark (ha)	
	FD	RG	FD	RG	FD	RG	FD	RG	Total	RG
Kalmar	9 248	4 624	9 632	19 264	18 880	23 888	370	185	115 300	19 264
Blekinge	3 269	1 634	4 639	9 277	7 907	10 911	131	65	29 800	9 277
Skåne	26 201	13 100	56 099	112 197	82 299	125 297	1 048	524	418 800	112 197
Halland	6 925	3 462	9 884	19 768	16 809	23 230	277	138	103 200	19 768
Summa	45 642	22 821	80 253	160 506	125 895	183 327	1 826	913	667 100	160 506
Hela riket	626 250		1 176 450		1 802 700		25 050		2 352 900	

## Slutsatser och rekommendationer

Reglerad dränering innebär att vattnets uppehållstid i marken ökar, vilket leder till ett minskat utflöde från dräneringssystemen och perioder med högre vattenhalter i marken än vid konventionell dränering. Vattenhalten påverkar biologiska, kemiska och fysikaliska processer i marken. Om man ska få optimala effekter av ett reglerat dräneringssystem krävs därför en kontinuerlig tillsyn av inställningar.

Utöver vattenhalten beror denitrifikationshastigheten och N<sub>2</sub>O avgången på tillgången på kväve, kol, pH, temperatur, diffusionshastighet och gasutbytet med atmosfären. Sambanden mellan dessa olika faktorer är komplexa, vilket gör att även om enskilda faktorer påverkan på direkt N<sub>2</sub>O avgång är väl kända, kan samspelen mellan olika faktorer ge helt skilda effekter. Exempel på detta är att en hög vattenhalt i marken gynnar denitrifikationen, men om samtidigt gasdiffusionen är låg, ökar reduktionen av N<sub>2</sub>O till N<sub>2</sub>. En hög denitrifikationshastighet behöver inte betyda en hög direkt N<sub>2</sub>O avgång. Senare forskning har visat att N<sub>2</sub>O produktionen kan vara betydande vid marktemperaturer omkring 0 °C vilket kan innebära en stor N<sub>2</sub>O avgång under vinterhalvåret. Detta trots att den mikrobiella aktiviteten avtar vid temperaturer < 5 °C. Optimalt pH för denitrifikation är 7 till 8. Denitrifikationshastigheten är låg vid låga pH men andel N<sub>2</sub>O av bildade gaser är högre än vid höga pH. En låg denitrifikationshastighet behöver inte betyda en låg N<sub>2</sub>O avgång.

Olika odlingsåtgärder påverkar direkt och indirekt N<sub>2</sub>O avgången genom påverkan på kväveinnehållet i markprofilen och gasutbytet med atmosfären. Olika studier har visat skillnader i N<sub>2</sub>O avgång från olika grödor. Potatis, sockerbetor och grönsaker har lett till en högre N<sub>2</sub>O avgång än från spannmålsgrödor. N<sub>2</sub>O avgång från vårkorn har varit högre än från höstkorn. N<sub>2</sub>O avgång från kvävefixerande grödor har varit i samma

storleksordning som för gödslade grödor. Det finns också studier som visar att  $N_2O$  avgången varierar beroende på spridningsteknik, tidpunkt, givor, sort och kombinationer av olika gödselmedel. Organiska gödselmedel kan orsaka högre  $N_2O$  avgång än oorganiska eftersom de innehåller både N och en lättillgänglig energikälla i form av C. Jordbearbetning påverkar mineralisering av organiskt material och markens fysikaliska egenskaper. Reducerad jordbearbetning jämfört med konventionell bearbetning liksom markpackning ökar risken för hög  $N_2O$  avgång.

I fältförsök har man visat på både oförändrade och sjunkande nitratkoncentrationen i marken och dräneringsvattnet vid reglering av grundvattennivån. Lägre nitratkoncentrationer orsakas av en högre denitrifikation. De flesta mätningar av denitrifikationen har utförts i matjorden. Under blöta förhållanden kan producerad  $N_2O$  stanna kvar under långa tidsperioder i marken beroende på hög löslighet och långsam diffusion. Höga markvattenhalter i kombination med ogynnsam markstruktur för gastransport göra att  $N_2O$  kan vara instängd under flera veckor. Detta kan leda till ökad indirekt  $N_2O$  avgång men också till ökade möjligheter för  $N_2O$  att reduceras till  $N_2$ . Det finns inte tillräckligt med kunskap om markens förmåga att lagra, transportera och reducera producerad  $N_2O$  för att man ska kunna förutse hur reglerad dränering påverkar direkt och indirekt  $N_2O$  avgång från åkermark.

Skötselåtgärder för att begränsa  $N_2O$  avgången bör först och främst inriktas på att skapa optimala odlingsförhållanden för grödan. Bara genom ett effektivt kväveutnyttjande kan man minska kväveförlusterna från odlingssystemet. I allmänhet saknas mycket kunskap om hur olika odlingsåtgärder påverkar  $N_2O$  avgång och mer kunskap behövs om relationen mellan  $N_2O$  avgång och skördeutfall.  $N_2O$  avgången kan minskas genom en för grödan och jordart anpassad gödsling och bevattning, tidpunkt för jordbearbetning och vid reglerad dränering genom att anpassa grundvattennivån efter optimal nivå för årstiden.

Det går inte att uppskatta en förväntad ökning av  $N_2O$  avgång om reglerad dränering införs på potentiell lämplig mark i södra Sverige beroende på brist på mätdata. Mätningar har inte utförts under längre tidsperioder under liknande klimatförhållanden. Den direkta  $N_2O$  avgången från åkermark beräknas med hjälp av emissionsfaktorer och tillförd mängd N, med tillägg för en fast bakgrundsemission. Det råder delade meningar kring användningen av denna metodik. Undersökningar har visat att sambandet mellan gödselgiva och  $N_2O$  avgång inte alltid är linjärt. Den indirekta  $N_2O$  avgången beräknas med emissionsfaktorer på deposition och utlakat N. Det svenska jordbrukets utsläpp av  $N_2O$  motsvarar 8 % av landets totala utsläpp av växthusgaser. Utsläppen har minskat kontinuerligt sedan 1990, men det understryks att statistiken är osäker. Åkermarken som bedömts vara mycket lämplig till medel lämplig för reglerad dränering utgör 7 % av Sveriges totala åkerareal. Marken består till stor del av kustnära sandjordar med hög genomsläpplighet som är intensivt odlad. Enligt statistiken används 1/3 av den totala årliga förbrukningen av handels- och stallgödsel på denna areal. Områdena har en hög potential för kväveläckage. Tidigare utförda undersökningar visar tydligt att det går att minska kväveutlakningen med reglerad dränering. Överslagsberäkningar visar att effekterna kan bli stora om reglerad dränering införs i undersökta områden. Effekterna är

troligen underskattade eftersom utlakningen i de undersökta länen är högre än genomsnittet för landet. Med ett ökat kväveutnyttjande kan man minska kvävegivorna vilket leder till minskade förluster både genom minskad direkt och indirekt N<sub>2</sub>O avgång. Effekterna av reglerad dränering har bara beräknats på den indirekta N<sub>2</sub>O avgången och bakgrundsemissionen som antas bli fördubblad. Beräknad ökning av den indirekta N<sub>2</sub>O avgången om reglerad dränering införs utgör 1 % av den totala N<sub>2</sub>O avgången per år.

## Litteratur

- Alm, J., Saarino, S., Nykänen, H., Sivola, J. & Martikainen, P.J. 1999. Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peat lands. *Biogeochemistry* 44: 163-186
- Arah, J.R.M., Smith, K.A., Crichton, I.J. & Li, H.S. 1991. Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils. *J Soil Sci* 42: 367.
- Aulakh, M.S., Doran, J.W. & Mosier, A.R. 1992. Soil denitrification - significance, measurement and effects of management. *Advances in Soil Sciences* 18: 1-57
- Aulakh, M.S., Rennie, D.A. & Paul, E.A. 1984. Gaseous nitrogen losses from soils under zero-till as compared with conventional-till management systems. *J Environ Qual* 13: 130-136
- Bakken, L.R., Borresen, T. & Njos, A. 1987. Effect of soil compaction by tractor traffic on soil structure, denitrification and yield of wheat. *J Soil Sci* 38: 541-552
- Ball, B.C., Horgan, G.W., Clayton, H. & Parker, J.P. 1997. Spatial variability of nitrous oxide fluxes and controlling soil and topographic properties. *J Environ Qual* 26: 1399-1409
- Ball, B.C., Scott, A. & Parker, J.P. 1999. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Till Res* 53: 29-39
- Barton, L. & Schipper, L.A. 2001. Regulation of nitrous oxide emission from soils irrigated with dairy farm effluent. *J Environ Qual* 30: 1881-1887
- Benckiser, G., Haider, K. & Sauerbeck, D. 1986. Field measurements of gaseous nitrogen losses from an Alfisol planted with sugar-beets. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* 149: 249-261
- Bouwman, A.F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. I: Bouwman, A.F. (red.) *Soils and Greenhouse effect*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, pp 61-127
- Bowden, W.B. & Bormann, F.H. 1986. Transport and loss of nitrous oxide in soil water after forest clear-cutting. *Science* 233: 867-869
- Brady, N.C. 1984. Nitrogen and sulfur economy of soils. I: Brady, N.C. (red.) *The Nature and Properties of Soils*. Macmillan publishing company, New York, pp 283-326
- Bremer, E., van Houtum, W. & van Kessel, C. 1991. Carbon dioxide evolution from wheat and lentil residues as affected by grinding, added nitrogen, and the absence of soil. *Biol Fert Soils* 11: 221-227
- Bremner, J.M. & Blackmer, A.M. 1981. Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. I: Delwiche, C.C. (red.) *Denitrification, nitrification and atmospheric N<sub>2</sub>O*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp 151-170
- Bremner, J.M., Robbins, S.G. & Blackmer, A.M. 1980. Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil. *Geophys Res Lett* 7: 641-644
- Bremner, J.M. & Shaw, K. 1958. Denitrification in soil. II. Factors effecting denitrification. *J Agricult Sci* 51: 40-52
- Brown, L.C., Ward, A. & Fausey, N.R. 1996. Water table management systems. [Http://www.ag.ohio-state.edu/~mseaw/WTM.html](http://www.ag.ohio-state.edu/~mseaw/WTM.html)
- Burford, J.R. & Bremner, J.M. 1975. Relationships between denitrification capacities of soils and total, water soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol Biochem* 7: 389-394
- Burford, J.R., Dowdell, R.J. & Crees, R. 1981. Emission of nitrous oxide to the atmosphere from direct-drilled and ploughed clay soils. *J Sci Food Agric* 32: 219-223
- Burton, D.I. & Beauchamp, E.G. 1985. Denitrification rate relationships with soil parameters in field. *Commun Soil Sci Plan* 16: 539-549

- Burton, D.L. & Beauchamp, E.G. 1994. Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. *Soil Sci Soc Am J* 58: 122.
- Cabrera, M.L. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralisation caused by drying and rewetting soils. *Soil Sci Soc Am J* 57: 63-66
- Cates, R. 1987. Nitrous oxide production throughout the year from fertilized and manured maize fields. *J Environ Qual* 16: 443-447
- Christensen, S. 1985. Denitrification in a sandy loam soil as influenced by climatic and soil conditions. *Tidsskr Plantteavl* 89: 351-365
- Christensen, S. & Tiedje, J.M. 1990. Brief and vigorous N<sub>2</sub>O production by soil at spring thaw. *J Soil Sci* 41: 1-4
- Clayton, H., Arah, J.R.M. & Smith, K.A. 1994. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *J Geophys Res* 99: 16607.
- Clayton, H., McTaggart, I.P., Parker, J., Swan, L. & Smith, K.A. 1997. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: A 2-year study of the effects of N fertilizer form and environmental conditions. *Biol Fert Soils* 25: 252-260
- Comfort, S.D., Kelling, K.A., Keeney, D.R. & Converse, J.C. 1990. Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. *Soil Sci Soc Am J* 54: 421-427
- Davidson, E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. I: Davidson, E.A. (red.) *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington, D.C., pp 219-235
- Davidson, E.A. & Firestone, M.K. 1988. Measurement of nitrous oxide dissolved in soil solution. *Soil Sci Soc Am J* 52: 1201-1203
- Davidson, E.A., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Riley, R., Dunkin, K., Garcia-Méndez, G. & Maass, J.M. 1993. Processes regulating soil emissions of NO and N<sub>2</sub>O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology* 74: 130-139
- Davidson, E.A. & Swank, W.T. 1990. Nitrous oxide dissolved in soil solution: an insignificant pathway of nitrogen loss from a southeastern hardwood forest. *Water Resour Res* 26: 1687-1690
- Deal, S.C., Gilliam, J.W., Skaggs, R.W. & Konya, K.D. 1986. Prediction of nitrogen and phosphorus losses as related to drainage system design. *Agr Ecosyst Environ* 18: 37-51
- Dobbie, K., McTaggart, I.P. & Smith, K.A. 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables and mean emission factors. *Journal of Physical Research* 104: 26891-26899
- Dowdell, R.J., Burford, J.R. & Crees, R. 1979. Losses of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. *Nature* 278: 342-343
- Dowdell, R.J. & Smith, K.A. 1974. Field studies of the soil atmosphere II Occurrence of nitrous oxide. *J Soil Sci* 25: 231-238
- Drury, C.F., McKenney, D.J. & Findlay, W.I. 1991. Relationships between denitrification, microbial mass and indigenous soil properties. *Soil Biol Biochem* 23: 751-755
- Drury, C.F., Tan, C.S., Gaynor, J.D., Oloya, T.O., Van-Wesenbeeck, I.J. & McKenney, D.J. 1997. Optimizing corn production and reducing nitrate losses with water table control-subirrigation. *Soil Sci Soc Am J* 61: 889-895
- Drury, C.F., Tan, C.S., Gaynor, J.D., Oloya, T.O. & Welacky, T.W. 1996. Influence of controlled drainage-subirrigation on surface and tile drainage nitrate loss. *J Environ Qual* 25: 317-324
- Egginton, G.M. & Smith, K.A. 1986. Nitrous oxide emission from a grassland soil fertilized with slurry and calcium nitrate. *J Soil Sci* 37: 59-67
- Elmi, A.A., Gordon, R., Madramootoo, C. & Madani, A. 2004a. Water table management impacts on nitrogen transformation in the soil profile: an environmental perspective. Written for presentation at the 2004 ASAE/CSAE Annual international meeting, Ottawa, Ontario, Canada.
- Elmi, A.A., Madramootoo, C., Egeh, M., AiGuo, L. & Hamel, C. 2002. Environmental and agronomic implications of water table and nitrogen fertilization management. *J Environ Qual* 31: 1858-1867
- Elmi, A.A., Madramootoo, C., Egeh, M. & Hamel, C. 2004b. Water and fertilizer nitrogen management to minimize nitrate pollution from a cropped soil in southwestern Quebec, Canada. *Water Air Soil Pollut* 151: 117-134
- Elmi, A.A., Madramootoo, C. & Hamel, C. 2000. Influence of water table and nitrogen management on residual soil NO<sub>3</sub>- and denitrification rate under corn production in sandy loam soil in Quebec. *Agr Ecosyst Environ* 79: 187-197

- Evans, R.O., Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1989. Effects of agricultural water table management on drainage water quality. Water Resource Research Institute, University of North Carolina, Raleigh. Tech. Rep. 237.
- Evans, R.O., Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1996a. Controlled drainage management guidelines for improving drainage water quality. North Carolina Cooperative Extension Service, Raleigh, NC. Pub. Number AG 443
- Evans, R.O. & Skaggs, R.W. 1996b. Operating controlled drainage and subirrigation systems. North Carolina Cooperative Extension Service, Raleigh, NC Pub. Number AG-356
- FAO 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH<sub>3</sub>, NO and N<sub>2</sub>O from agricultural land. FAO, Rome. pp. 105.
- Flessa, H. & Beese, F. 1995. Effects of sugarbeet residues on soil redox potential and nitrous oxide emission. *Soil Sci Soc Am J* 59: 1044-1051
- Flessa, H., Ruser, R., Schilling, R., Lottfield, N., Munch, J.C., Kaiser, E.A. & Beese, F. 2002. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. *Geoderma* 105: 307-325
- Focht, D.D. & Verstraete, W. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. I: Alexander, M. (red.) *Advances in Microbial Ecology*. Plenum Press, New York.
- Gilliam, J.W., Dasberg, S., Lund, L.J. & Focht, D.D. 1978. Denitrification in four California soils: Effects of soil profile characteristics. *Soil Sci Soc Am J* 42: 61-66
- Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1986. Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *J Irrig Drain Eng* 112: 254-263
- Gilliam, J.W., Skaggs, R.W. & Weed, S.B. 1979. Drainage control to diminish nitrate loss from agricultural fields. *J Environ Qual* 8: 137-142
- Goodroad, L.L. & Keeney, D.R. 1984. Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biol Biochem* 16: 39-43
- Goodroad, L.L. & Keeney, D.R. 1985. Site of nitrous oxide production in field soils. *Biol Fert Soils* 1: 3-7
- Graneli, T. & Bøckman, O. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Nor j agric sci* 12
- Groffman, P.M. 1991. Ecology of nitrification and denitrification in soil evaluated at scales relevant to atmospheric chemistry. I: Rogers, J.E., Whitman, W.B. (red.) *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington, D.C., pp 201-217
- Guthrie, T.F. & Duxbury, J.M. 1978. Nitrogen mineralization and denitrification in organic soils. *Soil Sci Soc Am J* 42: 908-912
- Hansen, S., Mæhlum, J.E. & Bakken, L.R. 1993. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol Biochem* 25: 621-630
- Harris, G.L., Goss, M.J., Dowdell, R.J., Howse, K.R. & Morgan, P. 1984. A study of mole drainage with simplified cultivation for autumn-sown crops on a clay soil. *Agric Sci* 102: 561-581
- Haynes, R.J. 1986. Nitrification. I: Haynes, R.J., Orlando, F.L. (red.) *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Academic Press, New York, NY, pp 127-165
- Heincke, M. & Kaupenjohann, M. 1999. Effects of soil solution on the dynamics of N<sub>2</sub>O emissions: a review. *Nutr Cycl Agroecosys* 55: 133-157
- Huetsch, B.W., Wang, X., Feng, K., Yan, F. & Schubert, S. 1999. Nitrous oxide emission as affected by changes in soil water content and nitrogen fertilization. *J Plant Nutr Soil Sci* 162: 607-613
- IPCC, 1997. Guidelines for national greenhouse gas inventories. I: Houghton, J.T., Meira, F.L.G., Lim, K., Trennon, I., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J., Callander, B.A. Intergovernmental Panel on Climate Change OECD, France
- Jacinthe, P.A. & Dick, W.A. 1997. Soil Management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in southern Ohio. *Soil Till Res* 41: 221-235
- Jacinthe, P.A., Dick, W.A. & Brown, L.C. 1999. Bioremediation of nitrate-contaminated shallow soils using water table management techniques: nitrate removal efficiency. *T ASAE* 42: 1251-1259
- Jacinthe, P.A., Dick, W.A. & Brown, L.C. 2000. Bioremediation of nitrate-contaminated shallow soils and waters via water table management techniques: evolution and release of nitrous oxide. *Soil Biol Biochem* 32: 371-382
- Joel, A. & Wesström, I. 2004. Kartläggning av förutsättningarna för reglerad dränering i södra Sveriges kustnära jordbruksområden. Slutredovisning av projekt 25-2216/02, Jordbruksverket, Jönköping

- Joel, A., Wesström, I. & Linnér, H. 2003. Reglerad dränering: Topografiska och hydrologiska förutsättningar i södra Sverige kustnära jordbruksområden. Avdelningsmeddelande 03:1, Inst. för markvetenskap, Avd. för lantbrukets hydroteknik, SLU
- Jord- och Skogsbruksministeriet. 2000. Reglerbar dränering, reglerbar underbevattning, återanvändning av avrinningsvatten. Jordbrukets miljöspecialstöd år 2000-2006, Finland
- Jordbruksstatistisk årsbok. 2004. Jordbrukets miljöpåverkan. SCB, kapitel 12: 183-206
- Jørgensen, R.N., Jørgensen, B.J. & Nielsen, N.E. 1998. N<sub>2</sub>O emission immediately after rainfall in a dry stubble field. *Soil Biol Biochem* 30: 545-546
- Kaiser, E.A. 1994. Significance of microbial mass for carbon and nitrogen mineralization in soil. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* 157: 271-278
- Kaiser, E.A., Kohrs, K., Kucke, M., Schnug, E., Heinemeyer, O. & Munch, J.C. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol Biochem* 30: 1553-1563
- Kaiser, E.A. & Ruser, R. 2000. Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - an evaluation of six long-term field experiments. *J Plant Nutr Soil Sci* 163: 249-260
- Kasimir-Klemedtsson, Å. 2001. Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas (Methodology for estimating the emissions of nitrous oxide from agriculture). Swedish Environmental Protection Agency. Rapport 5170, Stockholm
- Keeney, D.R., Fillery, I.R. & Marx, G.P. 1979. Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam sand. *Soil Sci Soc Am J* 43: 1124-1128
- Kliewer, B.A. & Gilliam, J.W. 1995. Water table management effects on denitrification and nitrous oxide evolution. *Soil Sci Soc Am J* 59: 1694-1701
- Koponen, H.T., Flojt, L. & Martikainen, P.J. 2004. Nitrous oxide emissions from agricultural soils at low temperatures: a laboratory microcosm study. *Soil Biol Biochem* 36: 757-766
- Lalonde, V., Madramootoo, C.A., Trenholm, L. & Broughton, R.S. 1996. Effects of controlled drainage on nitrate concentrations in subsurface drain discharge. *Agr Water Manage* 29: 187-199
- Lensi, R. & Chalamet, A. 1981. Absorption of nitrous oxide by shoots of maize. *Plant Soil* 59: 91-98
- Lessard, R., Rochette, P., Gregorich, E.G., Pattey, E. & Desjardins, R.L. 1996. Nitrous oxide fluxes from manure-amended soil under maize. *J Environ Qual* 25: 1371-1377
- Letey, J., Jury, W.A., Hadas, A. & Valoras, N. 1980. Gas diffusion as a factor in laboratory incubation studies on denitrification. *J Environ Qual* 9: 227.
- LICO (Land Improvement Contractors of Ontario). 1999. Water table management increases yield and saves fertilizer. <http://www.drainage.org/factsheets/fs7.htm>
- Lind, A.-M. 1985. Soil air concentration of nitrous oxide over 3 years of field experiments with animal manure and inorganic nitrogen fertilizer. *Tidsskr Planteavl* 89: 331-340
- Linn, D.M. & Doran, J.W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci Soc Am J* 48: 1267-1272
- MacKenzie, A.F., Fan, M.X. & Cadrin, F. 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *J Environ Qual* 27: 698-703
- Madramootoo, C.A., Helwig, T.G. & Dodds, G.T. 2001. Managing water tables to improve drainage water quality in Quebec, Canada. *T ASAE* 44: 1511-1519
- Madramootoo, C.A., Kaluli, J.W. & Dodds, G.T. 1999. Simulating nitrogen dynamics under water table management systems with DRAINMOD-N. *T ASAE* 42: 965-973
- Mahli, S.S., McGill, W.B. & Nyborg, M. 1990. Nitrate losses in soil: effect of temperature, moisture and substrate concentration. *Soil Biol Biochem* 22: 733-737
- Maidl, F.X. 1995. Überlegungen zu einer gezielteren Stickstoffdüngung. *Kartoffelbau* 46: 56-58
- Maljanen, M., Martikainen, P.J., Aaltonen, H. & Silvola, J. 2002. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. *Soil Biol Biochem* 34: 577-584
- Maljanen, M., Martikainen, P.J., Aaltonen, H. & Silvola, J. 2003. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. *Soil Biol Biochem* 34: 577-584
- Mancino, C.F., Torello, W.A. & Wehner, D.J. 1988. Denitrification losses from Kentucky bluegrass sod. *Agron J* 80: 148-153
- Melin, J. & Nömmik, H. 1983. Denitrification measurements in intact soil cores. *Acta agric Scand* 33: 145-151

- Minami, K. & Fukushi, S. 1984. Methods for measurement N<sub>2</sub>O flux from water surface and N<sub>2</sub>O dissolved in water from agricultural land. *Soil Sci Plant Nutr* 30: 495-502
- Minami, K. & Ohsawa, A. 1990. Emission of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. I: Bouwman, A.F. (red.) *Soils and the Greenhouse Effect*. Wiley and Sons, Chichester, pp 503-509
- Mosier, A.R. & Hutchinson, G.L. 1981. Nitrous oxide emissions from cropped fields. *J Environ Qual* 10: 169-173
- Mosier, A.R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. & Cleemput, O.V. 1998. Closing the global atmospheric N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr Cycl Agroecosyst* 52: 225-248
- Nömmik, H. 1956. Investigations on denitrification in soil. *Acta agric Scand* 6: 195-228
- Parkin, T.B. & Tiedje, J.M. 1984. Application of soil core method to investigate the effect of oxygen concentration on denitrification. *Soil Biol Biochem* 16: 331-334
- Payne, W.J. 1981. The status of nitric oxide and nitrous oxide as intermediates in denitrification. I: Delwiche, C.C. (red.) *Denitrification, nitrification and atmospheric N<sub>2</sub>O*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp 85-103
- Poth, M. & Focht, D.D. 1985. <sup>15</sup>N kinetic analysis of N<sub>2</sub>O production by *Nitrosomonas europaea*: An examination of nitrifier denitrification. *Appl Environ Microbiol* 49: 1134-1141
- Rice, C.W. & Rogers, K.L. 1993. Denitrification in subsurface environments: potential source for atmospheric nitrous oxide. I: Harper, L.A. (red.) *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America and Soil Science Society of America, Madison, pp 121-132
- Richards, J.E. & Webster, C.P. 1999. Denitrification in the subsoil of the Broadbalk continuous wheat experiment. *Soil Biol Biochem* 31: 747-755
- Robertson, L.A. & Kuenen, J.G. 1991. Physiology of nitrifying and denitrifying bacteria. I: Rogers, J.E., Whitman, W.B. (red.) *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington, D.C., pp 189-199
- Rochette, P., van Bochove, E., Prévost, D., Angers Côté, D. & Bertrand, N. 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year. *Soil Sci Soc Am J* 64: 1396-1403
- Rolston, D.E. 1981. Nitrous oxide and nitrogen gas production in fertilizer loss. I: Delwiche, C.C. (red.) *Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide*. John Wiley & Sons Ltd., New York, pp 127-149
- Ronen, D., Magaritz, M. & Almon, E. 1988. Contaminated aquifers are a forgotten component of the global N<sub>2</sub>O budget. *Nature* 335: 57-59
- Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Beese, F. & Munch, J.C. 2001. Effect of crop-specific field management and N fertilization on N<sub>2</sub>O emissions from a fine-loamy soil. *Nutr Cycl Agroecosys* 59: 177-191
- Ruser, R.F., Schilling, H., Steindl, R.H. & Beese, F. 1998. Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Sci Soc Am J* 62: 1587-1595
- Ryden, J.C. 1983. Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium and nitrate. *J. Soil Sci* 34: 355-365
- Röver, M., Heinemeyer, O. & Kaiser, E.-A. 1998. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biol Biochem* 30: 1859-1865
- Sahrawat, K.L. & Keeney, D.R. 1986. Nitrous oxide emissions from soils. *Advances in Soil Sciences* 4: 103-148
- Sainz Rozas, H.R., Echeverría, H.E. & Picone, L. 2001. Denitrification in maize under no-tillage: effect of nitrogen rate and application time. *Soil Sci Soc Am J* 65: 1314-1323
- Schnabel, R.R. & Stout, W.L. 1994. Denitrification loss from two Pennsylvania floodplain soils. *J Environ Qual* 23: 344-348
- Simojoki, A. & Jaakkola, A. 2000. Effect of nitrogen fertilization, cropping and irrigation on soil air composition and nitrous oxide emission in a loamy clay. *Eur J Soil Sci* 51: 413-424
- Skaggs, R.W. 1999. Water table management: subirrigation and controlled drainage. I: R W. Skaggs, J. van Schilfhaarde (red.) *Agricultural Drainage*. Agronomy 38: 695-718

- Skaggs, R.W. & Gilliam, J.W. 1981. Effect of drainage system design and operation on nitrate transport. *T ASAE* 24: 929-934
- Skiba, U., van Dijk, S. & Ball, B.C. 2002. The influence of tillage on NO and N<sub>2</sub>O fluxes under spring and winter barley. *Soil Use Manage* 18: 340-345
- Skiba, U.M., Sheppard, L.L., MacDonald, J. & Fowler, D. 1998. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmosph Environ* 32: 3311-3320
- Smith, K.A. 1980. A model of the extent of anaerobic zones in aggregated soils, and its potential application to estimates of denitrification. *Soil Sci* 31: 263-277
- Smith, K.A., Thomson, P.E., Clayton, H., McTaggart, I.P. & Conen, F. 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmosph Environ* 32: 3301-3309
- SNV. 2003. Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljövårdsarbetet. Naturvårdsverket, Stockholm. Rapport 5319
- SNV. 2005. Sweden's National Inventory Report 2005. Submitted under the monitoring mechanism of community greenhouse gas emissions. [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)
- Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. 2001b. Effect of liquid manure on the mole fraction of nitrous oxide evolved from soil containing nitrate. *Chemosphere* 42: 105-111
- Stevens, R.J. & Laughlin, R.J. 2001a. Cattle slurry affects nitrous oxide and dinitrogen emissions from fertilizer nitrate. *Soil Sci Soc Am J* 65: 1307-1314
- Tan, C.S., Drury, C.F., Gaynor, J.D. & Welacky, T.W. 1993. Integrated soil, crop and water management system to abate herbicide and nitrate contamination of the Great Lakes. *Wat Sci Technol* 28: 497-507
- Tan, C.S., Drury, C.F., Gaynor, J.D. & Welacky, T.W. 1996. Integrated soil, crop and water management system to abate herbicide and nitrate contamination of the Great lakes. *Wat Sci Technol* 28: 497-507
- Teepe, R., Brumme, R. & Beese, F. 2000. Nitrous oxide emissions from frozen soils under agriculture, fallow and forest land. *Soil Biol Biochem* 32: 1807-1810
- Terry, R.E., Tate, R.L. & Duxbury, J.M. 1981. The effect of flooding on nitrous oxide emissions from and organic soil. *Soil Sci* 132: 228-232
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linères, M., Chèneby, D. & Nicolardot, B. 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Sci Soc Am J* 64: 918-926
- Ueda, S., Ogura, N. & Yoshinari, T. 1993. Accumulation of nitrous oxide in aerobic groundwaters. *Water Res* 27: 1787-1792
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., Kidd, G.K., Beauchamp, E.G. & Sweetman, R. 1997. Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Can J Soil Sci* 77: 135-144
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G.W., van Bochove, E., Jones, H.G., Pelletier, F. & Prevost, D. 1996. Emissions of N<sub>2</sub>O from agricultural soils under snow cover: A significant part of N budget. *Hydrol Process* 10: 1545-1549
- van Bochove, E., Jones, H.G., Pelletier, F. & Prevost, D. 1996. Emissions of N<sub>2</sub>O from agricultural soils under snow cover: A significant part of N budget. *Hydrol Process* 10: 1545-1549
- van Groenigen, J.W., Kasper, G.J., Velthof, G.L., van den Pol-van Dasselaar, A. & Kuikman, P.J. 2004. Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant Soil* 263: 101-111
- Weier, K.L. & Gilliam, J.W. 1986. Effect of acidity on denitrification and nitrous oxide evolution from Atlantic coastal plain soils. *Soil Sci Soc Am J* 50: 1202-1205
- Veldkamp, E. & Keller, M. 1997. Fertilizer-induced nitric oxide emissions from agricultural soils. *Nutr Cycl Agroecosyst* 48: 69-77
- Velthof, G.L. & Oenema, O. 1995. Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands: I: Statistical analysis of flux chamber measurements. *Eur J Soil Sci* 46: 533-540
- Velthof, G.L. & Oenema, O. 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Neth J Agric Sci* 45: 347-360
- Velthof, G.L., Oenema, O., Postma, R. & Beusichem, M.L.v. 1996. Effects of type and amount of applied nitrogen fertilizer on nitrous oxide fluxes from intensively managed grassland. *Nutr Cycl Agroecosyst* 46: 257-267



- Wesström, I. 2002. Controlled drainage. Effects on subsurface runoff and nitrogen flows. ACTA Universitatis Agriculturae Sueciae 350: 49 + Appendix I-IV
- Wesström, I., Ekbohm, G., Linnér, H. & Messing, I. 2003. The effects of controlled drainage on drain outflow from small agricultural fields. Hydrol Process 17: 1525-1538
- Williams, E.J., Guenther, A. & Fehsenfeld, F.C. 1992. NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from soil. Global Biogeochem Cy 6: 351-388
- Wright, J.A., Shirmohammadi, A., Magette, W.L., Fouss, J.L., Bengtson, R.L. & Parsons, J.E. 1992. Water table management practice effects on water quality. T ASAE 35: 823-831
- Öqvist, M., Nilsson, M., Sörenson, F., Kasimir-Klemedtsson, Å., Persson, T., Weslien, P. & Klemedtsson, L. 2004. Nitous oxide production in a forest soil at low temperatures - processes and environmental controls. FEMS Microbiol Ecol 49: 371-378

## Appendix

Mängder av N<sub>2</sub>O rapporteras i litteraturen både som N<sub>2</sub>O och N<sub>2</sub>O-N. Följande samband råder;

$$\text{N}_2\text{O-N} = 0,636 * \text{N}_2\text{O}$$

Olika enheter används för att mäta N<sub>2</sub>O koncentrationer och emissioner och med följande omvandlingsfaktorer;

Emissionsmätningar:

$$\begin{aligned} 1 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ dag}^{-1} &= 0,36 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1} \\ &= 1,16 \text{ ng N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ s}^{-1} \\ &= 2,5 \cdot 10^9 \text{ molekyler N}_2\text{O cm}^{-2} \text{ s}^{-1} \end{aligned}$$

Man ska dock vara försiktig med att omvandla resultat från kortvariga mätperioder till längre tidsperioder beroende på de stora variationerna i gasavgång under dygnet och mellan årstider (Granli & Bøckman, 1994).

Koncentrationsmätningar:

$$\begin{aligned} 1 \text{ ppmv N}_2\text{O} &= 1 \text{ 000 ppbv N}_2\text{O} \\ &= 10^{-4} \text{ vol-\% N}_2\text{O} \\ &= 4,1 \cdot 10^{-2} \text{ mmol N}_2\text{O m}^{-3} \text{ (vid } 25 \text{ }^\circ\text{C)} \\ &= 1,14 \text{ mg N}_2\text{O-N m}^{-3} \text{ (vid } 25 \text{ }^\circ\text{C)} \end{aligned}$$

Viktmätningar:

$$\begin{aligned} 1 \text{ Tg} &= 10^{12} \text{ g} = 10^6 \text{ ton} \\ 1 \text{ Gg} &= 10^9 \text{ g} \end{aligned}$$

### ***Koldioxidekvivalenter***

För att kunna jämförbara olika gasers påverkan på växthuseffekten har man infört begreppet koldioxidekvivalenter. Det är ett sätt att ange hur stor påverkan som gasen har på växthuseffekten jämfört med koldioxid. Detta är beräknat per viktsenhet gas. Som exempel kan nämnas att metan har 21 gånger högre växthuseffekt än koldioxid räknat per viktsenhet.

Det är sex olika gaser eller grupper av gaser som är upptagna i Kyotoprotokollet och är de man i första hand strävar efter att minska utsläppen av. Koldioxid är den vanligast förekommande av dessa växthusgaser.

De sex vanligaste växthusgaserna med motsvarande antal koldioxid-ekvivalenter  
(<http://www.naturvardsverket.se>)

Gas	Antal koldioxid-ekvivalenter	Vanligaste utsläppskälla
Koldioxid (CO <sub>2</sub> )	1	Förbränning av fossila bränslen
Metan (CH <sub>4</sub> )	21	Utsöndring från idisslande boskap, läckage från avfallsupplag
Lustgas (N <sub>2</sub> O)	310	Avgång från jordbruksmark, förbränning av såväl fossila bränslen som biobränslen
Fluor-karboner (FC)	6 500 - 9 200	Förorening vid aluminiumframställning
Ofullständigt fluorerade kolväten (HFC)	140 - 11 700	Läckage från kylskåp, värmepumpar och brandsläckningsutrustning
Svavel-hexafluorid (SF <sub>6</sub> )	23 900	Läckage från tyngre elektrisk apparatur

**Direkt, indirekt och övrig N<sub>2</sub>O avgång med fördelning på olika källor (SNV, 2005)**

Direkt N <sub>2</sub> O avgång	N <sub>2</sub> O (Gg år <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N (ton år <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> O-N (kg ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )
Handelsgödsel	2,35	1 495	0,64
Stallgödsel	2,56	1 628	0,69
Organogena jordar	3,06	1 946	0,83
N fixering	0,10	64	0,03
Växtrester	1,32	840	0,36
<b>Summa</b>	<b>9,39</b>	<b>5 972</b>	<b>2,54</b>
<b>Djurproduktion</b>	<b>1,01</b>	<b>642</b>	<b>0,27</b>
<b>Indirekt N<sub>2</sub>O avgång</b>			
Deposition	0,69	439	0,19
Utlakning	2,45	1 558	0,66
<b>Summa</b>	<b>3,14</b>	<b>1 997</b>	<b>0,85</b>
<b>Övrigt</b>			
Slam- och rötrest	0,03	19	0,01
Mineraljordar	1,93	1 227	0,52
Klöver i vall	0,47	299	0,13
<b>Summa</b>	<b>2,43</b>	<b>1 545</b>	<b>0,66</b>
<b>Total summa</b>	<b>15,97</b>	<b>10 157</b>	<b>4,32</b>

