

Lustgasavgång från åkermark vid reglering av grundvattennivån – en litteraturstudie

Slutredovisning av SJV projekt 25-6828/04

Ingrid Wesström & Abraham Joel

**Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för hydroteknik**

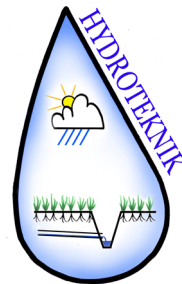
**Rapport 6
Report**

**Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Hydrotechnics**

Uppsala 2007
ISSN 1653-6797 (online)

Denna serie rapporter (ISSN **1653-6797**) utges av Avdelningen för hydroteknik, Institutionen för markvetenskap vid Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala med början 2006. Serien publiceras endast elektroniskt och ersätter den tidigare tidskriftsserien Avdelningsmeddelanden (ISSN 0282-6569) utgiven mellan åren 1981-2004.

This series of Reports (ISSN **1653-6797**) is published by the Division of Hydrotechnics, Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, starting in 2006. The reports are only published electronically and are replacing the former series of Communications (ISSN 0282-6569).



Lustgasavgång från åkermark vid reglering av grundvattennivån – en litteraturstudie

Slutredovisning av SJV projekt 25-6828/04

Ingrid Wesström & Abraham Joel

**Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för hydroteknik**

**Rapport 6
Report**

**Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Hydrotechnics**

Uppsala 2007
ISSN 1653-6797 (online)

FÖRORD

Denna litteraturstudie genomfördes som ett försöks- och utvecklingsprojekt med bidrag från Statens jordbruksverk (SJV projekt 25-6828/04). Projektet syftar till att sammanställa resultat från tidigare utförda undersökningar av lustgasavgång från åkermark, i första hand i samband med reglerad dränering. Målsättningen är att de sammanställda resultaten ska kunna ligga till grund för en uppskattning av förväntad lustgasavgång och minskad kväveutlakning från areal som i ett tidigare projekt (SJV projekt 25-5673/02) bedömts lämplig för reglerad dränering. De sammanställda resultaten ska kunna belysa skötselåtgärder som kan begränsa lustgasavgången vid reglerad dränering, samt klargöra kunskapsbrister och behov av ytterligare forskning.

Projektet utfördes under hösten år 2004. För att ge arbetet mer allmän spridning publiceras härmed slutrapporten i denna rapportserie efter en redaktionell redigering.

Uppsala den 15 februari 2007

Ingrid Wesström och Abraham Joel

INNEHÅLL

REFERAT	7
ABSTRACT	7
BAKGRUND.....	9
DENITRIFIKATION OCH FAKTORER SOM PÅVERKAR ANDELEN LUSTGAS AV DEN TOTALA KVÄVGASAVGÅNGEN	10
Faktorer som reglerar avgången av lustgas och kväveoxid.....	10
Kvävetts tillgänglighet – mineralisering – effektivt kväveutnyttjande.....	10
Nitrifikations- och denitrifikationshastighet.....	12
Marktemperatur	12
Markvattenhalt.....	13
Markens pH	14
Gasdiffusion.....	15
Odlingsåtgärder	15
Gröda	16
Gödselanvändning	16
Jordbearbetning	17
Koncentrationer av N₂O i markprofilen och dess korrelation till N₂O-avgång	17
Markvätskans förmåga att lagra och transportera N ₂ O.....	18
Reglering av grundvattennivån och effekter på N flöden.....	19
TIDIGARE UTFÖRDA FÖRSÖK MED MÄTNING AV DENITRIFIKATION I SAMBAND MED REGLERING AV GRUNDTVATTENNIVÅN.....	20
N ₂ O-avgången per år.....	23
SKÖTSELÅTGÄRDER SOM KAN BEGRÄNSA LUSTGASAVGÅNG.....	24
Allmänna åtgärder för att minska kväveförluster från jordbruksmark	24
Skapa markförhållanden som överensstämmer med låg N ₂ O-avgång.....	25
Åtgärder för att minska N ₂ O-avgång från jordbruksmark i samband med reglerad dränering	25
KUNSKAPSBRISTER.....	27
UPPSKATTNING AV FÖRVÄNTAD LUSTGASAVGÅNG OCH MINSKAD KVÄVEUTLAKNING OM REGLERAD DRÄNERING INFÖRS PÅ MARK SOM HAR KLASSATS SOM LÄMPLIG FÖR REGLERAD DRÄNERING	27
Potentiell areal lämplig för reglerad dränering.....	28
Förväntad ökning av indirekt lustgasavgång och minskning av kväveutlakning	29
SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	32
LITTERATUR	34
APPENDIX	42

REFERAT

Globalt sett 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 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, klarlägga kunskapsbrister och behov av ytterligare forskning samt uppskatta förväntad N_2O -avgång och minskad kväveutlakning om reglerad dränering införs 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 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 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 bakgrunds-emissionen som antas fördubblas. Beräknad ökning av den indirekta N_2O -avgången om reglerad dränering införs utgör 1 % av den totala N_2O -avgången per år.

ABSTRACT

In a global perspective, the efficiency of nitrogen fertiliser use in agriculture is low. In Sweden the crop uptake of applied nitrogen fertiliser is about 70%. The largest losses of nitrogen from arable land are due to leaching, soil erosion and gaseous emissions. Controlled drainage is a method that aims to improve water and nutrient use efficiency. The technique is simple and involves the use of weirs in the collector drains and thus damming the outlet of the drainage system, in order to reduce the outflow. Controlled drainage has been shown to have large effects on the quantity and quality of drain outflow by reducing the transport of nitrogen and

phosphorus. A stated disadvantage with the system is that the emission of laughing gas (N_2O) from arable land might increase. The aims of this literature review are to synthesise results from previous studies on N_2O emission from arable land, illuminate the effects of different management options on levels of N_2O emission, elucidate lack of knowledge and need of additional research and, finally, estimate expected N_2O emission and reduced nitrogen leaching if controlled drainage are to be introduced in Sweden.

Production and emission of N_2O depend on the water content in soil, available nitrogen and carbon, pH, temperature, diffusion rate and gas exchange with the atmosphere. Different management options affect N_2O emission, directly and indirectly, by affecting the nitrogen content in soil and the gas exchange with the atmosphere. The N_2O emission rates varies depending on cultivated crop, fertilisation management, such as timing, rate, type and combinations of different types as well as with different soil tillage, drainage and irrigation techniques. Management options that aim at reducing N_2O emission should first of all be to create optimal growing conditions for the crop. The only way to reduce nitrogen losses from arable land is by an efficient use of applied nitrogen. It is possible to decrease N_2O emission by adjusting management options, such as fertilisation and irrigation, to actual crop and soil type, timing of soil tillage and, when using controlled drainage adjusting the groundwater level to for the season optimal levels. In general, there is a lack of knowledge of how different cropping systems affect N_2O emission and more research is needed on the relation between N_2O emission and harvest.

It is as yet not possible to estimate the effects of controlled drainage on direct and indirect N_2O emission, due to lack of knowledge of the capacity of the soil to store, transport and reduce produced N_2O . Results from previous research show that controlled drainage can reduce nutrient leaching. The reduction of nitrogen loads can be large if controlled drainage is introduced on suitable land of the coastal areas of Southern Sweden. With less nitrogen leaching it is possible to reduce nitrogen fertilisation rates and thereby reduce direct and indirect N_2O emission. In this study, the effects of controlled drainage have been calculated only on indirect N_2O emissions due to lack of measured data. The background emissions are assumed to redouble. Estimated increase in indirect N_2O emission, if controlled drainage is to be introduced, represents a value of 1% of total N_2O emission in Sweden per year.

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 dämningnivå 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 relevanta 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_2O -avgång utifrån resultat från tidigare undersökningar.
- Kunskapsbrister.

Litteraturstudien ligger till grund för en grov uppskattning av förväntad indirekt N_2O -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

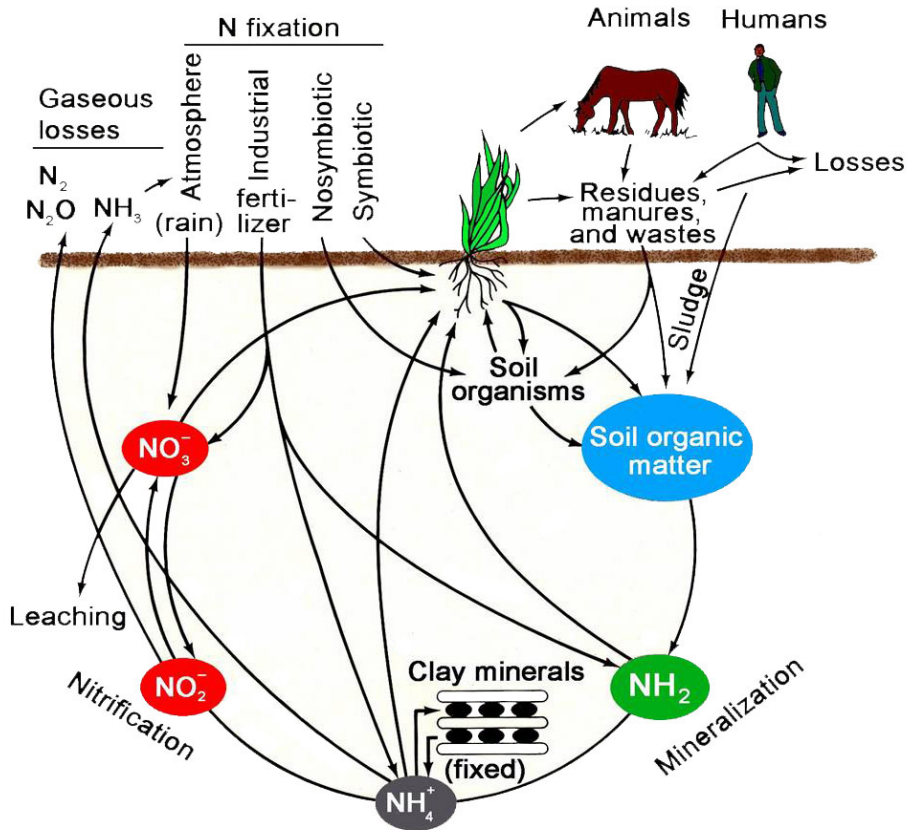
Globalt sätt är effektiviteten vid användning av kvävegödsel inom jordbruket låg, cirka 50 %. I Sverige kommer 70 % av tillförd mängd kväve grödan tillgodo (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004). De största förlusterna från mark/växsystemet sker genom utlakning, erosion och gasavgång (fig. 1). Den relativa betydelsen för de olika förlustvägarna varierar med odlingsystem, 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 odlingsystem och inkluderar ammoniakavgång, nitrifikation och denitrifikation, som resulterar i frigörelse av NH_3 , NO , N_2O och N_2 , respektive. Av dessa kvävgaser är N_2O en av de så kallade växthusgaserna och bidrar med 6 % av den antropogena växthuseffekten. Det svenska jordbrukets utsläpp av N_2O uppgick år 2002 till drygt 5 miljoner CO_2 -ekvivalenter, vilket motsvarar 8 % av de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004). Totalt kommer cirka 57 % av de årliga globala N_2O utsläppen från marken (IPCC, 1997).

Faktorer som reglerar avgången av lustgas och kväveoxid

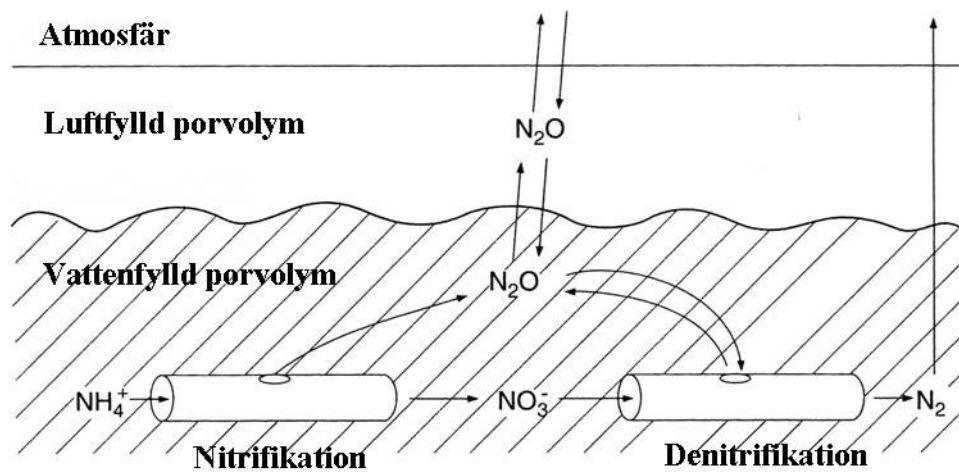
Marken fungerar både som källa och sänka för N_2O och NO . Produktion och konsumtion av N_2O och NO involverar både biotiska och abiotiska processer. Olika grupper av mikroorganismer bidrar till produktion och konsumtion, men biologisk nitrifikation och denitrifikation är de dominerande processerna i 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_2O -avgången från marken av abiotiska faktorer så som markens temperatur, vattenhalt, pH och fysikaliska egenskaper.

Kvävetts tillgänglighet – mineralisering – effektivt kväveutnyttjande

Gasproduktionen och gasavgången beror på storleken på kväveflödet och hur omfattande utbytet med atmosfären är (fig. 2). I åkermark styrs mängden tillgängligt kväve av tillförsel av växtnäring genom handelsgödsel och stallgödsel, skörderester, deposition och biologisk kvävefixering. Omsättningen av kväve påverkas av mineralisering som är en biologisk process där organiskt N omvandlas till NH_4^+ och NO_3^- . Mineraliseringen 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 1. Kvävetts kretslopp med N-källor och olika förlustvägar, efter Brady, 1984.



Figur 2. Faktorer som reglerar storleken på N₂O flödet *i.* nitrifikations- och denitrifikations-hastighet, *ii.* förhållandet mellan slutprodukterna N₂O och N₂ samt *iii.* diffusion och konsumtion i marken av N₂O före gasavgång från marken, efter Davidson (1991).

Nitrifikations- och denitrifikationshastighet

Nitrifikation och denitrifikation är de största källorna till N_2O produktion och svarar tillsammans för två tredjedelar av N_2O -avgången från marken (Bremner & Blackmer, 1981; Payne, 1981). Nitrifikation är en aerobisk process där NH_4^+ oxideras till NO_3^- . Vid förhållanden med syrekoncentrationer under den optimala nivån oxideras inte NH_4^+ till NO_3^- utan en del av NH_4^+ övergår till NO och N_2O (Poth & Focht, 1985). Denitrifikation är en anaerobisk process där NO_3^- reduceras till N_2O och N_2 . Det finns en stor mängd olika denitrifikationsbakterier. Förhållandet mellan produktionen av N_2 och N_2O styrs av vilka arter av denitrifikationsbakterier som är verksamma (Robertson & Kuenen, 1991), tillgången på syre, kol och NO_3^- 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_2 -koncentrationer ökar denitrifikationen exponentiellt och vid O_2 -koncentrationer under 0,5 % råder samma denitrifikationshastighet som under anaeroba förhållanden (Parkin & Tiedje, 1984).

Om nitrifikation eller denitrifikation är dominerande process i marken styrs av många olika faktorer. Den största N_2O -avgången är sammankopplad med denitrifikation. N_2O -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_2O -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 och N_2O , beroende på skillnader i tillgång på kol och NO_3^- samt på skillnader i vattenhalter. 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 kvoten N_2O/N_2 med sjunkande temperatur (Melin & Nömmik, 1983;

Öqvist et al., 2004). Det är därför svårt att förutsäga effekterna av ändrade temperaturförhållanden på N₂O-flöden. I många fältförsök har N₂O-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 i norra Europa, som har visat på stora N₂O-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 N₂O ske under korta perioder. Effekterna av omväxlande våta/torra eller frost/tö förhållanden är mycket olika. Nederbörd orsakar avgränsade områden med anaerobiska förhållanden där N₂O-produktion kan ske, medan frost/tö cykler stimulerar mineraliseringen och ökar därför N₂O-produktionen. Studier har visat en ökad avgång av N₂O under frost/tö cykler (Röver et al., 1998) och under perioder med låga marktemperaturer (< 4°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 N₂O-flödet (Flessa & Besse, 1995; Kaiser et al., 1998; Kaiser & Ruser, 2000). Vintergrön mark (lusern, gräs) kan avsevärt minska N₂O-avgången under upptining (Wagner-Riddle & Thurtell, 1998). N₂O-avgång har också uppmätts från snötäckt åkermark (van Bochove et al., 1996). En fysisk frigörelse av N₂O genom sprickbildning, snabb diffusion av instängd N₂O 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 N₂O-emissioner från åkermark utan frost/tö cykler vid marktemperaturer nära 0 °C (Maljanen et al., 2003) och att N₂O kan produceras i marken ned till -6 °C (Koponen et al., 2004).

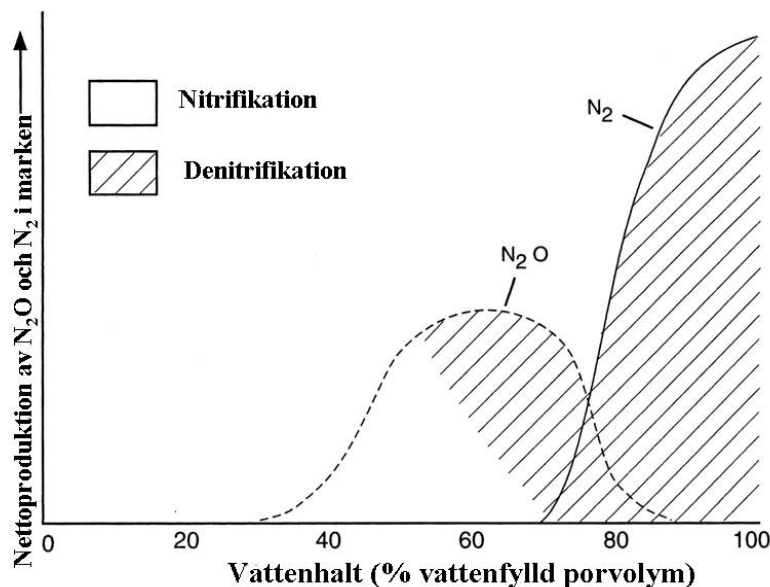
Studier av åkermark i Skottland har visat att om markvattenhalten eller mineralkväveinnehållet i marken är begränsande faktorer, finns det inga klara samband mellan marktemperaturen och N₂O-produktion. Om däremot ingen av dessa faktorer är begränsande finns tydliga samband mellan temperatur och N₂O-produktion, med Q₁₀ värden upp till 8 (Dobbie et al., 1999). Dygnsvariationer i N₂O-avgång har kunnat relateras till dygnsvariationer i marktemperatur och varierande tidsförskjutningar har förklarats med att N₂O-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 N₂O, medan N₂O avgår lättare från sandjordar.

Markvattenbalansen är en nyckelfaktor och påverkar dynamiken av N₂O-produktion, reduktion, transport och avgången från alla typer av jordar. Höga markvattenhalter gynnar denitrifikation och därmed produktionen av N₂O. Samtidigt begränsar en hög markvattenhalt luftutbytet med atmosfären och diffusionen av N₂O. Detta leder till att uppehållstiden i marken

för N_2O ökar och mikroorganismerna får längre tid på sig att reducera N_2O till 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 N_2O -avgången är som högst när 60 % av porvolymen är vattenfylld och både nitrifikation och denitrifikation bidrar lika mycket till N_2O -produktion (fig. 3).



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

Bevätnings- och upptorkningscykler 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 produktionstoppar 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 $pH < 6$ 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 kvävgasen försvinner från marken till atmosfären diffunderar den genom markens por-system, där nitrifikationsbakterier kan förbruka N_2O och NO och växtrötter kan ta upp NO . I heterogena jordar har olika lager olika porositet, luftgenomsläpplighet, redox-potential, 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 marktstruktur 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_2O -avgång från åkermark. Under förhållanden med begränsat gasutbyte med atmosfären har markens förmåga att reducera, lagra och transportera N_2O avgörande betydelse för den indirekta N_2O -avgången. Reglering av grundvattennivån är exempel på en odlingsåtgärd som kan påverka N_2O -avgång både direkt och indirekt.

Gröda

Olika studier har visat skillnader i N_2O -avgång från olika grödor beroende på olika grödspecifika odlingsåtgärder. Kaiser et al. (1998) fann signifikant högre N_2O -förluster från sockerbetsodling än från höstvetet trots högre gödselgiva till höstvetet. Undersökningar av N_2O -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_2O -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_2O -avgång vid odling av grönsaker (broccoli). Observerade N_2O -avgångar från dränerade jordar under perioder av träda efter skörd kan bidra avsevärt till den årliga emissionen av N_2O (Flessa & Besse, 1995; Wagner-Riddle et al., 1997; Kaiser et al., 1998; 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_2O -avgången ligger på samma nivå som för kvävegödslade inte kvävefixerande växter (Wagner-Riddle et al., 1997; Kaiser et al., 1998; Rochette et al., 2000).

Gödselanvändning

IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) har accepterat ett standardvärde på 1,25 % (definierat som procent tillfört N som avgår som N_2O) för all jordbruksmark och alla typer av tillförda gödselmedel (Bouwman, 1990; Mosier et al., 1998). Det finns indikationer på att faktorn för N_2O -avgång varierar beroende på typer och kombinationer av gödselmedel som används (van Groenigen et al., 2004). Typen av tillfört N (NO_3^- , NH_4^+ , NH_3 eller organiskt N) påverkar N_2O -produktion vid nitrifikation och denitrifikation. Organiska kvävegödselmedel innehåller ofta även lättillgängligt kol som denitrifikationsbakterierna kan använda som substrat. Tillförseln av lätt nedbrytbart organiskt material ökar den mikrobiella biomassan i marken. En ökad O_2 -konsumtion kan leda till anaerobiska förhållanden och gynna denitrifikation och N_2O -avgång (Drury et al., 1991; Kaiser 1994). Fasta emissionsfaktorer antyder att det finns ett linjärt samband mellan gödselgivan och N_2O -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 IPCCs riktlinjer med nationella anpassningar (Naturvårdsverket, 2005). Exempel på nationella anpassningar är beräkning av N_2O -avgång från tillfört kväve i form av handelsgödsel och stallgödsel som har en emissionsfaktor på 0,8 % respektive 2,5 % jämfört med IPCCs standardvärde på 1,25 % (Kasimir-Klemedtsson, 2001).

Gödslingens utförande och tidpunkt för spridning påverkar NH_3 -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 N₂O-emission. Detta sker inom loppet av ett par dagar efter gödsling. 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 gödsling och också på gödselgivans storlek (Dobbie et al., 1999; Clayton et al., 1997). Varje förlängning av perioder när NH₄⁺-baserade gödselmedel kan nitrifieras eller NO₃⁻-baserade gödselmedel kan denitrifieras utan konkurrens från rotupptag, ökar troligen avgången av N₂O och NO. Spridningstidpunkten är viktig. Försök med olika spridningstidpunkter i majsodling visade att denitrifikationsförlusterna 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 breddspridits på markytan (Comfort et al., 1990). Jämfört med breddspriden gödsel resulterade tillfört kväve under markytan i högre N₂O-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 N₂O-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 N₂O- och NO-avgång från marken. Utförda studier visar en högre N₂O-avgång från odlingssystem 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 en lägre relativ gasdiffusivitet i matjorden vid direktsådd jämfört med vid plöjning (Skiba et al., 2002). Emellertid kan N₂O-avgången vara lägre från system som inte har blivit bearbetade under ett antal år jämfört med konventionellt bearbetade.

Markpackning kan öka risken för N₂O-avgång (Bakken et al., 1987; Hansen et al., 1993; Ruser et al., 1998).

Skillnader i N₂O-avgång mellan höstkorn och vårkorn har konstaterats (Ball et al., 1999; Skiba et al., 2002). N₂O-avgången var högre från vårkorn än från höstkorn.

Koncentrationer av N₂O i markprofilen och dess korrelation till N₂O-avgång

Tidigare rapporterade studier har utförts för att kvantifiera N₂O-avgång från åkermark och korrelera N₂O-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 N₂O i markprofilen. Dessa undersökningar visar att det under förhållanden med intensiv N₂O-produktion och begränsad gasdiffusion kan ske en avsevärd ackumula-

tion av N_2O i markvätskan och i markluften (Heincke & Kaupenjohann, 1999). Tillfälliga omänskade 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). Maximala 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 under perioder med extremt hög N_2O -avgång. 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_2O -koncentrationer i markluften och gasavgången har blivit starkare vid ökande markvattenhalter (Benckiser et al., 1986). I blöta jordar ökade N_2O -avgången 4 gånger långsammare med ökande N_2O -koncentrationer i markluften än i torra jordar (Christensen, 1985). I andra studier har man funnit inga eller bara svag samband mellan N_2O -koncentrationen i markluften och N_2O -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_2O -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_2O -koncentrationer och flöden eller upplösningen av N_2O i markvätskan (Velthof et al., 1996). Vidare kan höga markvattenhalter hindra N_2O -diffusionen och driva igenom en mikrobiell reduktion av N_2O till N_2 (Lessard et al., 1996).

Markvätskans förmåga att lagra och transportera N_2O

Under blöta förhållanden kan betydande mängder av 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 gör att N_2O kan vara instängd under flera veckor.

I ett fåtal studier har man undersökt transporten av N_2O 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_2O 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_2O 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_2O har nått alven finns olika möjligheter för fortsatt transport eller mikrobiell reducering till N_2 . N_2O löst i grundvattnet kan diffundera genom överliggande marklager och avgå till atmosfären (Rice & Rogers, 1993;

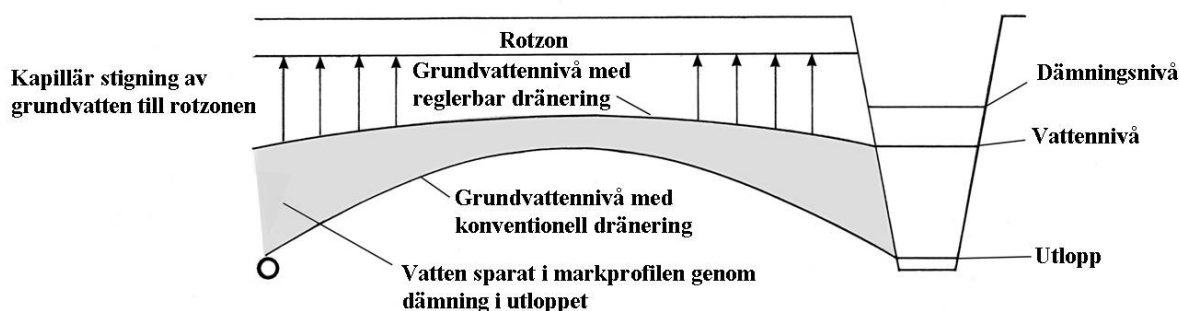
Ueda et al., 1993). En annan potentiell transportväg för N_2O löst i grundvattnet är flöde längs en hydraulisk gradient till en källa eller en ytvattenförekomst (Ueda et al., 1993). Dräneringsvatten kan innehålla stora mängder löst N_2O som kan lämna åkermarken via dräneringssystemen (Harris et al., 1984). Speciellt dräneringsvatten från åkermark med hög kväveomsättning kan vara övermättade på N_2O 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 har man under vintern uppmätt höga koncentrationer av löst N_2O i dräneringsvatten från åkermark. Eftersom ledningarna inte var vattenfyllda kunde en del av den lösta N_2O avgå 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, 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). Detta i motsats till andra studier där man har funnit betydligt längre tidsrymder och att jämviktsförhållanden inte har infunnit sig (Ueda et al., 1993). Förklaringar till skillnaderna tros vara att i större utloppsdiken kan löst N_2O ha sitt ursprung förutom från dräneringsvatten, även från denitrifikation i bottensedimentet i diket och från nitrifikation i dräneringsvattnet. Vid långa transittider kan det också ske 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 lägre än N_2O (Dowdell et al., 1979).

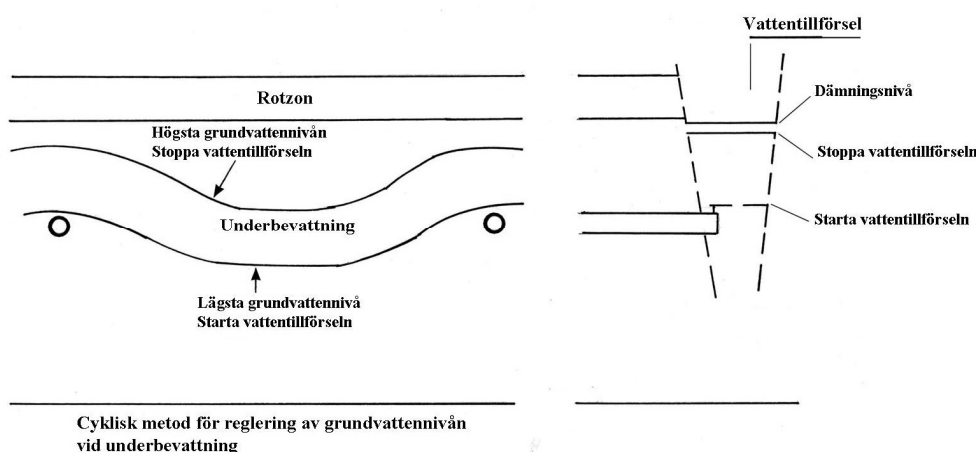
Reglering av grundvattennivån och effekter på N-flöden

Reglering av grundvattennivån är allmänt erkänt som "best management practice" i Nordamerika (Skaggs, 1999; Madramootoo et al., 2001). Anledningen till detta är att man genom försök och forskning har funnit att man kan uppnå högre skördar med lägre kvävegivor samtidigt som jordbrukets negativa miljöeffekter avsevärt minskar (Brown et al., 1996; Evans et al., 1996; 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 (fig. 4). Vid underbevattning hålls grundvattenytan i marken förhöjd genom att man pumpar in vatten i dräneringssystemet till en viss förutbestämd nivå (fig. 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 (1996).

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.



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

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_2O -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 i 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 (tab.1 och tab.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 underbevattning 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.

Resultaten från tidigare utförda undersökningar ger inget entydigt svar på hur grundvattennivån påverkar denitrifikation och N₂O-bildning beroende på olika försöksutförande, hydrologiska, fysikaliska och kemiska förutsättningar samt försöksperiodernas längd (tab. 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) (tab. 2). I samtliga fall förklaras de lägre koncentrationerna av en högre denitrifikation. I de flesta undersökningar har mätning av denitrifikation utförts i matjorden (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 N₂O djupare i markprofilen leder till att uppehållstiden i marken blir längre och därmed ökar möjligheterna för att N₂O ska hinna reduceras till N₂ innan

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 u my*) 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 underbevattning (gv 60 cm u my) 2 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 u my) och dynamisk gv-nivå (50, 10, 70, 50, 10 cm u my)	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 u my) med och utan C ₂ H ₂	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 u my)	Lalonde et al., 1996

* u my = under markytan

gasavgång vid markytan. N₂O-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 N₂O/N₂O+N₂ 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 N₂O-avgången ökar, utan att marken kan fungera som en sänka för producerad N₂O (Elmi et al., 2004a).

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

Syfte	Resultat	Referens
Bestämna effekten av grundvattennivån på nitratutlakning, N ₂ O-produktion och N-utnyttjande	Optimal gv 60 cm u my för N-utlakning, N ₂ O-produktion och skörd. Högst utlakning och utflöde vid 30 cm gv u my* och lägst skörd vid 80 cm gv u my.	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 underbevattnings. Högre denitrifikation vid underbevattnings. Denitrifikationen påverkades inte av olika N-givor. Under normala klimatförhållanden var skörden högre vid underbevattnings.	Elmi et al., 2000; 2002; 2004b
Undersöka kombinerade effekter av olika grundvattennivåer, N-givor och djup i markprofilen på denitrifikationshastigheten.	Högre denitrifikationshastighet vid underbevattnings. Denitrifikationen påverkades mycket lite av olika N-givor. Hälften av all denitrifikation skedde på nivåerna 15-30 och 30-45 cm i markprofilen.	Elmi et al., 2004a
Undersöka hur denitrifikationen påverkas av grundvattenreglering, speciellt förhållandet mellan N ₂ O- och N ₂ -avgång. Studera hur effektiv metoden är för att minska ackumulerat nitrat i marken och om man kan påverka detta.	N ₂ O-konc. i marken varierade med fluktuerande grundvattennivåer. Högre N ₂ O-konc. precis under än över gv.ytan. För att bibehålla en stor minskning av nitrat innehåll och en låg andel N ₂ O-avgång rekommenderas att hålla en hög gv.nivå under en lång tidsperiod i den mest biologiskt aktiva delen av markprofilen (10 cm).	Jacinthe et al., 1999; 2000
Undersöka hur grundvattennivån påverkar denitrifikationens hastighet, tidpunkt och djup i markprofilen samt N ₂ O-avgången	Störst denitrifikation längst ned i profilen (36-54 cm) i alla led. Positiv korrelation mellan N ₂ O-avgång och medelmarktemp. N ₂ O-avgången motsvarade 2 % av total denitrifikation i alla led. Gv.nivån har ingen betydelse för N ₂ O-avgångens storlek.	Kliewer & 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

* gv u my = grundvattennivå under markytan

N₂O-avgången per år

Tidigare utförda försök visar att N₂O-avgången varierar under året, med den högsta avgången under vegetationssäsongen. Bremner et al., (1980), visade i fältförsök fördelningen av N₂O-avgång under året från ogödslad åkerjord (tab. 3). Den låga N₂O-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 N₂O-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).

Mätningar av N₂O-avgång i redovisade försök med reglering av grundvattennivån är utförda under olika långa tidsperioder och inga mätningar har utförts kontinuerligt under ett helt år (tab. 1). För att kunna jämföra resultaten med varandra på årsbasis har en uppskattning av N₂O-avgång per år gjorts med hjälp av procentsatserna för årlig N₂O-avgång (tab. 3). I tabell 4 redovisas uppmätta värden av N₂O-avgång i g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ och omräknade värden till N₂O-avgång i kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹.

Tabell 3. Fördelningen av N₂O-avgången under året från 6 ogödslade åkerjordar i Iowa (Bremner et al., 1980)

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

Tabell 4. N₂O-avgång (g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹) och beräknade värden på N₂O-avgång (kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹) från utförda försök med reglering av grundvattennivån

Grundvattennivå (cm)	N ₂ O-N (g ha ⁻¹ d ⁻¹)			N ₂ O-N (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)			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	Elmi et al., 2000; 2002; 2004a och b
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	
Grundvattennivå (cm)							Kliewer & Gilliam, 1995
15 (min – max)	3 - 122			0,9 – 37			
30 (min – max)	0 - 75			0 – 22			
45 (min – max)	0 - 30			0 – 9			

SKÖTSELÅTGÄRDER SOM KAN BEGRÄNSA LUSTGASAVGÅNG

Storleken på N₂O-avgången bestäms av storleken på kväveflödet och gasutbytet med atmosfären. Ju större kväveflöden man har i marken desto större är risken för hög N₂O-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 odlingsystemet. Idag finns det en väl utvecklad rådgivningsverksamhet och verktyg framtagna som gör det lättare att anpassa kvävegödslingen 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 kvävegiva ger ett högre skördeutbyte per insatt mängd N-gödsel och mindre mängd restkväve kvar i marken efter skörd. Detta minskar risken för N₂O-avgång under vintersäsongen. Samtidigt minskar även riskerna för kväveförluster genom utlakning och erosion som kan utgöra ett betydande oavsiktligt N-flöde från jordbruksmark till andra ekosystem där det kan leda till ökad N₂O-avgång. Följande allmänna skötselåtgärder för att minska kväveförluster från jordbruksmark gäller både förluster genom utlakning och N₂O-avgång;

- Anpassa kvävegivor 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 tillfällen med hög vattenmättnad i marken eller på tjälad mark.
- Sträva efter låga koncentrationer av NO₃-N i marken under vintersäsongen
- Återföra kväverika restprodukter till jordbruksmark för att minska behovet av nya kvävekällor.

Trots att IPCC har accepterat en allmän emissionsfaktor för N₂O-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 framför allt skillnader i N₂O-avgång från tillförd handels- och stallgödsel delvis beroende på att det 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 N₂O-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 NO₃-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 O₂-konsumtion och uppkomst av anaerobiska förhållanden som gynnar denitrifikation. Odling av kvävefixerande grödor kan leda till motsvarande N₂O-avgång som för grödor som tillförts N-gödsel. Försök har visat att man kan minska N₂O-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
- Undvika träda. Hålla marken vintergrön genom höstsådd eller så fånggrödor

Skapa markförhållanden som överensstämmer med låg N₂O-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. N₂O-produktionen gynnas av förhållanden med relativt låga O₂-koncentrationer och produktionen är störst i gränsskiktet mellan aerobiska och anaerobiska förhållanden. N₂O-avgången ökar när gasutbytet är begränsat upp till en viss nivå när gasutbytet mellan mark och luft helt upphör. Då blir N₂ den huvudsakliga och slutliga produkten av denitrifikation.

Olika grödor har i fältförsök visat skillnader i N₂O-avgång beroende på odlings specifika åtgärder. För att minimera N₂O-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 N₂O-avgång från jordbruksmark i samband med reglerad dränering

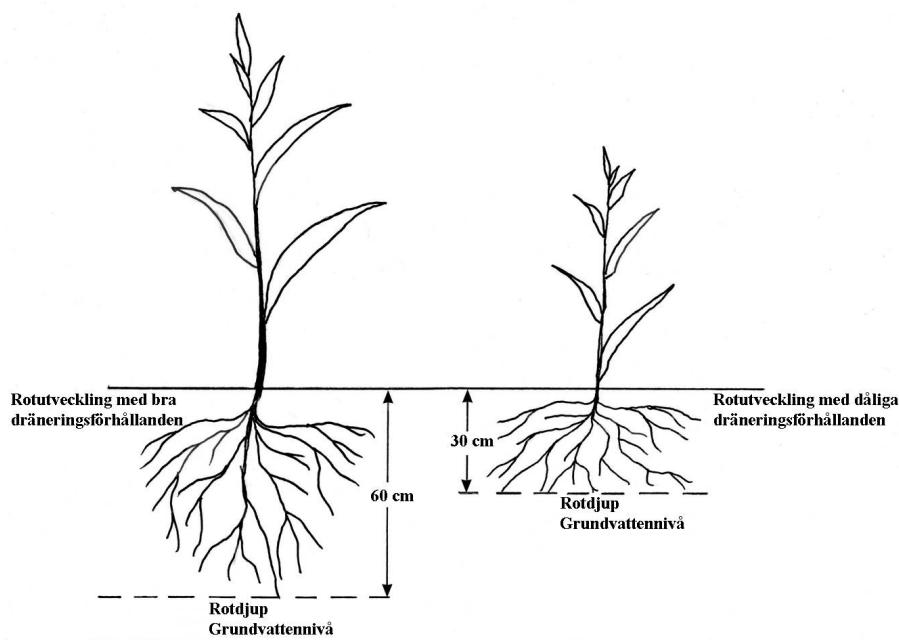
Förutom ovan nämnda skötselåtgärder för att öka kväveeffektiviteten medför reglerad dränering en anpassning av grundvattennivån till en efter årsvariationer skiftande optimal nivå. Skötseln av ett reglerat dräneringssystem innebär ett avvägande om höjning och sänkning av grundvattennivån i fält, för att under odlings säsongen, säkerhetsställa en optimal nivå både för växande gröda och för omgivande vattenmiljö. System för reglerad dränering och underbevattning är ofta utformade med mindre dikesavstånd än konventionella dräneringssystem. 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 vegetations säsongen begränsar rotutvecklingen och därmed evapotranspiration och upptag av växt näringsämnen (fig. 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 ytvattenav-rinningen 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_2O -avgång. Under växtsäsongen bör optimal dämningnivå följa grödans rotutveckling. 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 $[N_2O]/[N_2O]+[N_2]$ 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.



Figur 6. Rotutveckling med god och dålig dränering.

KUNSKAPSBRISTER

Det finns mycket kunskap tillgänglig om hur N₂O bildas i marken. De flesta studier som utförts har mätt N₂O-avgång vid markytan, men endast ett fåtal undersökning har gjorts som beskriver mängder, fördelning och dynamik av N₂O 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 N₂O i markprofilen och hur man med en optimal dämpningsnivå och odlingsåtgärder kan förhindra en slutgiltig avgång till atmosfären via markytan eller dräneringsvattnet.

N₂O-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 N₂O-avgång mätts i kg N₂O-N ha⁻¹ utan att ha relaterats till uppmätta skördar.

- Mer kunskap behövs om relationen mellan förluster av N₂O i förhållande till skördeutfall (Graneli & Bøckman, 1994).

En hög N₂O-avgång har uppmätts i samband med bevattning.

- Mer kunskap behövs för att man ska kunna ta fram åtgärder som minskar N₂O-avgång i samband med bevattning.

Många undersökningar är utförda för att finna samband mellan gödsling och N₂O-avgång, men;

- Det finns inte tillräcklig kunskap för att dra slutsatser om vilka gödselmedel och vilken spridningsteknik man ska använda för att minska N₂O-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 N₂O-avgång. Det behövs mer kunskap för att kunna motverka detta.

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

- Reducerad jordbearbetning och direktsådd kan leda till en öka N₂O-avgång. Det är oklart under vilka omständigheter detta sker.

UPPSKATTNING AV FÖRVÄNTAD LUSTGASAVGÅNG OCH MINSKAD KVÄVE-UTLAKNING OM REGLERAD DRÄNERING INFÖRS PÅ MARK SOM HAR KLASSATS SOM LÄMPLIG FÖR REGLERAD DRÄNERING

Om man ska kunna uppskatta förväntad N₂O-avgång från åkermark med reglerad dränering behöver man tillgång till data på N₂O-avgång, uppmätta under liknande klimatförhållanden, jordarter och odlingsssystem. Idag finns inte tillgång till mätdata för längre tidsperioder, varken i Sverige eller utomlands. Mätningar av N₂O-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 N₂O-avgång och minskning av kväveutlakning från åkermark kan bli om man inför reglerad dränering i större skala i Sverige har arealen som bedömts 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. Reglerad dränering 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 täckdikad areal är dokumenterad. Resultat för de enskilda områdena redovisas i tabell 5.

Tabell 5. Potentiell areal (ha) för reglerad dränering i studieområdet i närheten av dikningsföretag (Joel et al., 2003)

Lämplighetsklass	Halland ha	Skåne ha	Blekinge ha	Kalmar ha	Total 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 genomsläpplighet	16 153	86 478	1 145	2 248	106 024
Summa åker	57 427	369 275	15 494	28 647	470 843
Annan mark	65 342	243 895	31 190	35 848	340 427

Förväntad ökning av indirekt lustgasavgång och minskning av kväveutlakning

Vid beräkning av den totala N₂O-emissionen från åkermark ingår förutom direkt och indirekt emission även en bakgrundsemission. Den direkta N₂O-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 N₂O-emissionens storlek beräknas också med hjälp av emissionsfaktorer som relateras till mängden utlakat kväve respektive depositionen. Bakgrundsemission från en mineraljord är uppskattad till 0,5 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹ (Naturvårdsverket, 2005). Emissionsfaktorer som används vid beräkningar av N₂O-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 N₂O-avgång samt bakgrundsemission från jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2005)

Direkt N ₂ O-avgång	Emissionsfaktor % N ₂ O-N av tillfört N	kg N ₂ O-N ha ⁻¹ år ⁻¹
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, mineraljord		0,5
Indirekt N₂O-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)		Total-N i stallgödsel	Areal åkermark (ha)
	Växttillgängligt N	Därav i handelsgödsel		
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 (tab. 4) visar i allmänhet en ökning av N₂O-avgången vid en ökning av grundvattennivån på mellan 0 och 400 %. Det har inte bedömts möjligt att använda tidigare mätdata för att göra en uppskattning av N₂O-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 N₂O-avgången. Den indirekta N₂O-avgången förväntas bli lägre genom en minskad kväveutlakning. Bakgrundsemission antas bli dubbelt så hög (1,0 kg N₂O-N ha⁻¹ år⁻¹) på grund av blötare förhållanden under vintersäsongen.

Tidigare utförda undersökningar 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 tillfört N genom handels- eller stallgödsel och växttillgängligt kväve. Totalt utgör handels- och stallgödseln 75 % av årlig mängd tillförd N till åkermarken (Naturvårdsverket, 2005). Tillförsel av N genom växtrester, kvävefixering eller betesdjur ingår inte i beräkningen. Av kväveöverskottet 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 % NO₃-N med motsvarande minskning av indirekt N₂O-avgång beroende på utlakning av kväve till grundvatten, åar, sjöar och beräknat med en emissionsfaktor på 2,5 % av utlakat kväve (Naturvårdsverket, 2005).

I tabell 8 och 9 redovisas överskottet av kväve som skillnaden mellan växttillgängligt kväve och tillförd gödsel samt beräknad direkt och indirekt avgång av N₂O-N i kg ha⁻¹ 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 N₂O-N i kg ha⁻¹ 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 ⁻¹)	N ₂ O-N av tillförd handelsgödsel (kg ha ⁻¹)	N ₂ O-N av tillförd stallgödsel (kg ha ⁻¹)	N ₂ O-N av utlakat N (kg ha ⁻¹)	Indirekt emission (kg ha ⁻¹)	Summa N ₂ O-N-avgång (kg ha ⁻¹)
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 N₂O-N i kg ha⁻¹ 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 ⁻¹)	N ₂ O-N av tillförd handelsgödsel (kg ha ⁻¹)	N ₂ O-N av tillförd stallgödsel (kg ha ⁻¹)	N ₂ O-N av utlakat N (kg ha ⁻¹)	Indirekt emission (kg ha ⁻¹)	Summa N ₂ O-N-avgång (kg ha ⁻¹)
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 N₂O-N i kg beroende på mängd utlakat N och bakgrundsemission samt utlakad mängd N i ton vid konventionell respektive reglerad dränering från den mark som är potentiellt lämplig för reglerad dränering (tab. 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 kvävetillförsel och kvävebortförsel genom skörd ingår, blir överskottet 100 530 ton år 2001 jämfört med använt överskott på 41 750 (40 %) (Naturvårdsverket, 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⁻¹ år⁻¹ jämfört med i beräkningen använd utlakning på 11 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Naturvårdsverket, 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 (tab. 7). Om man inför reglerad dränering på denna areal kan den totala N-utlakningen (11 kg N ha⁻¹ år⁻¹) minska med 4 %. Utlakningen i dessa län är troligen högre än genomsnittet och kan uppgå till 35-40 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Naturvårdsverket, 2003).

Av den totala N₂O-avgången från mineraljord på cirka 3,5 kg ha⁻¹ år⁻¹ (8,2 miljoner ton) är 49 % direkt avgång från marken, 24 % indirekt avgång, 8 % från djurproduktion och 19 % från övriga källor (Naturvårdsverket, 2005). Av tabell 10 framgår det att om reglerad dränering skulle införas på 7 % av åkerarealen kan det medföra en ökning av den indirekta N₂O-avgången med 46 % på denna areal. Ökningen på 57 430 kg N₂O-N per år utgör 0,7 % av den totala N₂O-avgången per år.

Tabell 10. Beräknad indirekt avgång av N₂O-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 ₂ O-N av utlakat N		Indirekt emission		Summa N ₂ 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 N₂O-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 N₂O-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 N₂O till N₂. En hög denitrifikationshastighet behöver inte betyda en hög direkt N₂O-avgång. Senare forskning har visat att N₂O-produktionen kan vara betydande vid marktemperaturer omkring 0 °C vilket kan innebära en stor N₂O-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 N₂O av bildade gaser är högre än vid höga pH. En låg denitrifikationshastighet behöver inte betyda en låg N₂O-avgång.

Olika odlingsåtgärder påverkar direkt och indirekt N₂O-avgången genom påverkan på kväveinnehållet i markprofilen och gasutbytet med atmosfären. Olika studier har visat skillnader i N₂O-avgång från olika grödor. Potatis, sockerbetor och grönsaker har lett till en högre N₂O-avgång än spannmålsgrödor. N₂O-avgång från vårkorn har varit högre än från höstkorn. N₂O-avgång från kvävefixerande grödor har varit i samma storleksordning som från 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 i 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 gör 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 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 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_2O -avgång. Effekterna av reglerad dränering har bara beräknats på den indirekta N_2O -avgången och bakgrundsemissionen som antas bli fördubblad. Beräknad ökning av den indirekta N_2O -avgången om reglerad dränering införs utgör 1 % av den totala N_2O -avgången per år.

LITTERATUR

- Alm, J., Saarino, S., Nykänen, H., Sivola, J. & Martikainen, P.J. 1999. Winter CO₂, CH₄ and N₂O 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., Scott, A. & Parker, J.P. 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Till Res* 53: 29-39
- 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
- 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 Pflanzenernahr Bodenkd* 149: 249-261
- van Bochove, E., Jones, H.G., Pelletier, F. & Prevost, D. 1996. Emissions of N₂O from agricultural soils under snow cover: A significant part of N budget. *Hydrol Process* 10: 1545-1549
- 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 N₂O*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp 151-170
- Bremner, J.M. & Shaw, K. 1958. Denitrification in soil. II. Factors effecting denitrification. *J Agricult Sci* 51: 40-52
- 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
- Brown, L.C., Ward, A. & Fausey, N.R. 1996. Water table management systems. <http://www.ag.ohio-state.edu/~mseaw/WTM.html> [2007-11-29]
- 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.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.L.Jr. & Keeney D.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 N₂O 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. & 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
- 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 N₂O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology* 74: 130-139
- 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. & Smith, K.A. 1974. Field studies of the soil atmosphere II Occurrence of nitrous oxide. *J Soil Sci* 25: 231-238
- Dowdell, R.J., Burford, J.R. & Crees, R. 1979. Losses of nitrous oxide dissolved in drainage water from agricultural land. *Nature* 278: 342-343
- 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. & Welacky, T.W. 1996. Influence of controlled drainage-subirrigation on surface and tile drainage nitrate loss. *J Environ Qual* 25: 317-324
- 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
- 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., Madramootoo, C. & Hamel, C. 2000. Influence of water table and nitrogen management on residual soil NO₃⁻ and denitrification rate under corn production in sandy loam soil in Quebec. *Agr Ecosyst Environ* 79: 187-197
- 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. & 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., Egeh, M., AiGuo, L. & Hamel, C. 2002. Environmental and agronomic implications of water table and nitrogen fertilization management. *J Environ Qual* 31: 1858-1867
- Evans, R.O. & Skaggs, R.W. 1996. Operating controlled drainage and subirrigation systems. North Carolina Cooperative Extension Service, Raleigh, NC Pub. Number AG-356
- 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. 1996. Controlled drainage management guidelines for improving drainage water quality. North Carolina Cooperative Extension Service, Raleigh, NC. Pub. Number AG 443
- 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., Loftfield, N., Munch, J.C., Kaiser, E.A. & Beese, F. 2002. N₂O and CH₄ 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. & 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
- 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
- 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
- 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
- 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. N₂O and CH₄ 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 N₂O 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 (The Intergovernmental Panel on Climate Change). 1997. Greenhouse gas emission from agricultural soils. I: Houghton, J.T., Meira, F.L.G., Lim, K., Trennon, I., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. & Callander, B.A. (Redaktörer), *Greenhouse gas inventory reference manual. Revised 1996 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories*. IPCC/OECD/IES, UK Meteorological Office, Bracknell, UK.
- 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 avrinningsvattnen. *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. N₂O 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. & 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
- 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
- Kasimir-Klemmedtsson, 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
- Kliwer, 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 Plantteavl* 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 N₂O flux from water surface and N₂O 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 N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr Cycl Agroecosyst* 52: 225-248

- Naturvårdsverket. 2003. Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljövårdsarbetet. Naturvårdsverket, Stockholm. Rapport 5319
- Naturvårdsverket. 2005. Sweden's National Inventory Report 2005. Submitted under the monitoring mechanism of community greenhouse gas emissions. <http://www.naturvardsverket.se> [2007-11-29}
- 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 N₂O*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp 85-103
- Poth, M. & Focht, D.D. 1985. ¹⁵N kinetic analysis of N₂O 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 N₂O 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 N₂O 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 Schilfgaarde (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 N₂O 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
- 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
- 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
- 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
- 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 N₂O from agricultural soils under snow cover: A significant part of N budget. *Hydrol Process* 10: 1545-1549
- Wagner-Riddle, C. & Thurtell, G.W., 1998. Nitrous oxide emissions from agricultural fields during winter and spring thaw as affected by management practices. *Nutr Cycl Agroecosyst* 52: 151-163
- 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_x and N₂O 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., Sörensson, 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 N₂O rapporteras i litteraturen både som N₂O och N₂O-N. Följande samband råder;

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

Olika enheter används för att mäta N₂O 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 större 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 koldioxidekvivalenter (<http://www.naturvardsverket.se>) redovisas nedan.

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

Direkt, indirekt och övrig N₂O-avgång med fördelning på olika källor (Naturvårdsverket, 2005)

<i>Direkt N₂O avgång</i>	N ₂ O (Gg år ⁻¹)		N ₂ O-N (ton år ⁻¹)		N ₂ O-N (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	
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	
Summa		9,39		5 972		2,54
Djurproduktion	1,01	1,01	642	642	0,27	0,27
<i>Indirekt N₂O avgång</i>						
Deposition	0,69		439		0,19	
Utlakning	2,45		1 558		0,66	
Summa		3,14		1 997		0,85
<i>Övrigt</i>						
Slam- och rötter	0,03		19		0,01	
Mineraljordar	1,93		1 227		0,52	
Klöver i vall	0,47		299		0,13	
Summa		2,43		1 545		0,66
<i>Total summa</i>	15,97	15,97	10 157	10 157	4,32	4,32

Förteckning över utgivna nummer i rapportserien (ISSN 1653-6797 online). 2006 -

List of publications in the Report series (ISSN 1653-6797 online). 2006 -

- 1 Anna Krafft. 2006. The effect of urban runoff on the water quality of the Sweetbriar Brook, Ampthill, UK. (Dagvattnets effekt på vattenkvaliteten i Sweetbriar Brook, Ampthill, Storbritannien). 66 p.
- 2 Karin Pettersson. 2006. Root development of *Lolium Perenne* in diesel contaminated soil. (Rotutveckling hos *Lolium Perenne* i dieselkontaminerad jord). 54 p.
- 3 Emma Lennmo. 2006. Växters upptag av spårämnen från rödfyr – ett odlingsförsök vid tre rödfyrshögar i Västra Götalands län. 65 s.
- 4 Jenny Johansson. 2006. Marktäckande, lågväxt vegetation på ställverksmark – en biologisk bekämpningsmetod mot ogräs. 81 s.
- 5 Stig Ledin 2006. Metoder för växtetablering på sandmagasinet vid Aitik – miljöeffekter av rötslam som jordförbättringsmedel. 158 s.
- 6 Ingrid Wesström & Abraham Joel, 2007. Lustgasavgång från åkermark vid reglering av grundvattennivån – en litteraturstudie. Slutredovisning av SJV projekt 25-6828/04. 43 s.

Sveriges lantbruksuniversitet (Swedish University of Agricultural Sciences)
Institutionen för Markvetenskap (Department of Soil Sciences)
Avdelningen för hydroteknik (Division of Hydrotechnics)
P.O.Box 7014
S-750 07 Uppsala, Sweden

Tel. 018-67 10 00
www.mv.slu.se