



Q-493

A large, stylized red letter 'N' with a jagged, lightning-bolt-like outline.

*Nitrogen*  
*fra fjell til fjord*

Symposium 28.02.1991  
Resymeer av foredrag

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8	Televeien 1 4890 Grimstad	Rute 866 2312 Ottestad	Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.: Q-493
Undernummer:
Løpenummer: 2623
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Nitrogen fra fjell til fjord. Resymèer fra symposieforedrag	Dato: 28.8.1991
	Faggruppe:
Forfatter (e): Arne Henriksen og Dag Hessen (Red.)	Geografisk område:
	Antall sider:      Opplag: 56                      150

Oppdragsgiver: Norsk institutt for vannforskning	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

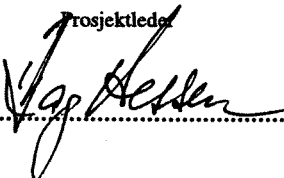
28. februar 1991 ble det av holdt et endags symposium med tittelen "Nitrogen fra fjell til fjord". Rapporten presenterer sammendrag av symposieforedragene.


4 emneord, norske

1. Nitrogen
2. Symposium
3. Foredrag
- 4.

4 emneord, engelske

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder  


For administrasjonen  


ISBN 82-577-1959-5

Ubalanse i biogeokjemiske kretsløp er blitt et sentralt miljøproblem både lokalt og globalt. Foruten karbon er det spesielt nitrogen som er blitt gjenstand for kretsløpsforstyrrelser med klare miljøeffekter. Nasjonalt er vi blitt oppmerksom på en økt nitratavrenning fra landområder. Over en tiårsperiode (1974/75 - 1986) skjedde i gjennomsnitt en dobling av nitratkonsentrasjoner i en rekke undersøkte innsjøer på Sørlandet, uten at årsakene er klarlagt. Langtidsdata fra både større og mindre elver viser også her en klar økning i nitrogeninnhold. Man kan her risikere en tilbakekobling mellom økt atmosfærisk nitrogendeponering, økt jordforsuring, redusert mineralisering og redusert evne til N-opptak i vegetasjon. Økt nitratavrenning til vassdrag utgjør et stadig økende bidrag til forsuring. Nitrogen i grunnvann kan bli et økende problem. Økt nitrogenavrenning til marine områder øker faren for lokale algeoppblomstringer og forvansker intensjonene om en redusert nitrogentilførsel til Nordsjøen.

Koblet til dette er også naturlige klimavariasjoner og mer systematiske klimaendringer. Økt nedbør og økt vintertemperatur har betydelige effekter på nitrogenomsetning og nitrogentransport i alle miljø. Problemet er mangesidig, både på tilførsels-, effekts- og tiltakssiden, og massebalansen for nitrogen i tilførsel og avrenning er et resultat av utveksling mellom flere reservoarer og samspill mellom en rekke ulike prosesser.

Nasjonalt drives det i dag forskning på en rekke felter med tilknytning til nitrogen, men kunnskap om innsats på tvers av faggrenser er ofte mangelfull. På bakgrunn av dette tok Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), i samarbeid med Norsk Institutt for Luftforskning (NILU), Norsk Institutt for Skogforskning (NISK) og Jordforsk initiativ til et endagsseminar omkring emnet nitrogen ("Nitrogen fra fjell til fjord").

Siktemålet med seminaret var primært å:

- 1) Gi en oversikt over kunnskapsstatus, problemer og forskningsbehov
- 2) Øke kunnskapen om forskning som drives innen tilgrensende fagfelter
- 3) Bidra til å få fram behovet for en tverrfaglig problemløsning
- 4) Initiere samarbeidsprosjekter

Dette siste var et spesielt viktig siktemål, idet de involverte institusjoner ser et klart behov for et tverrfaglig forskningsprosjekt med tanke på å klarlegge utviklingen i nitrogentilførsler til ferskvann og hav samt omsetning i det terrestre miljø og ferskvann.

Foredragene dekker kretsløpet fra nitrogenavsetning fram til det marine miljø. Et synopsis av hvert av foredragene er presentert i denne rapporten, og det er vårt håp at dette kan bidra til å initiere nye prosjekter og en større grad av samarbeid og tverrfaglighet.

Arne Henriksen

Dag Hessen

# **NITROGEN FRA FJELL TIL FJORD**

**Symposium, NIVA 28. februar 1991.**

**Sted: Norsk Teknisk Museum, Kjelsåsvn. 143**

09.00 Åpning v. H. Thaulow, NIVA

09.10 - 09.30 Modeller for N-deponering, Trond Iversen, NMI

09.35 - 09.55 Målinger av N-deponering, Arne Semb, NILU

10.00 - 10.20 N-omsetning forbundet med husdyrbruk, Odd M. Harstad, NLH

10.30 - 10.45 Kaffe

10.45 - 11.05 Nitrifikasjon/denitrifikasjon i jord, Lars Bakken, NLH

11.10 - 11.30 N-syklus i skog, Kaj Rosén, SLU

11.40 - 12.00 N-syklus i jordbruk, Godtfred Uhlen, NLH

12.10 - 13.00 Lunch

13.00 - 13.20 N-omsetning i våtmarker, Sigfried Fleischer, Länsstyrelsen, Halmstad

13.30 - 13.50 Nitrogen og forsurening av vassdrag, Richard F. Wright, NIVA

14.00 - 14.20 Nitrogenretensjon i vassdrag, Bjørn Faafeng, NIVA

14.30 - 14.50 Nitrogen i det marine miljø, Svein Kristiansen, UiO

15.00 - 15.15 Kaffe

15.15 - 16.00 Oppsummering - diskusjon - videreføring

## MODELLERING AV NITROGENAVSETNING VED EMEP'S VESTLIGE METEOROLOGISKE SENTER (MSC-W).

Trond Iversen  
Det Norske Meteorologiske Institutt

### Bakgrunn

Det Europeiske Overvåkings og Evalueringsprogram (EMEP) er et program under FN-1979-konvensjonen for langtrekkende, grenseoverskridende luftforurensninger. EMEP skal sikre en vitenskapelig basis for de protokoller som forhandles under konvensjonen og overvåke den generelle forurensningstilstand i bakgrunnsområder i Europa. Dette impliserer en utstrakt målevirksomhet og anvendelse av modeller. Av spesiell viktighet har hittil vært "sur nedbør" som omfatter all avsetning fra luft til bakke som fører til forsuring av jordsmonn og vann ved at naturlig forekommende basiske ioner vaskes ut over tid. I første rekke bidrar antropogent svovel til dette, men etterhvert som jordsmonnet overmettes med næringssalter, vil også nitrogen bidra i økende grad. Nitrogen i atmosfæren har vesentlig to antropogene kilder; nitrogenoksider fra forbrenning under høy temperatur og trykk og ammoniakk fra landbruk.

### Modellbeskrivelse

"Sur nedbør"-modellen ved EMEPs vestlige meteorologiske senter (se Iversen et al. 1990 for fullstendig beskrivelse) beregner luftkonsentrasjoner og tørr og våt avsetning av oksidert svovel og oksidert og redusert nitrogen. Tilsammen utgjør dette 10 kjemiske komponenter:  $\text{SO}_2$ , Partikulært  $\text{SO}_4^-$ ,  $(\text{NH}_4)_{1.5}\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ , PAN, gassformig  $\text{NHO}_3$ , partikulært  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4\text{MO}_3$ ,  $\text{NH}_3$ . De komponenter som slippes ut til lufta er  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  ( $=\text{NO}+\text{NO}_2$ ) og  $\text{NH}_3$ . Den videre kjemiske utvikling av disse avhenger av tilgangen på oksiderende komponenter (særlig  $\text{OH}$  og  $\text{O}_3$ ), mengden av sollys, skyvannmengden samt luftas temperatur og relative fuktighet. Tørravsetningshastigheten til de ulike stoffene er svært forskjellig og avhenger også av atmosfærens turbulensstilstand i de bakkenære skikt; økt turbulens fører til økt tørravsetning. Våtavsetningen avhenger av nedbørmengde og av komponentenes evne til å løse seg i vann. Utvaskningseffektiviteten varierer derfor betraktelig fra en komponent til den neste.

Svovel tørravsettes effektivt i primærfasen ( $\text{SO}_2$ ), men vaskes ut med relativt lav effektivitet. Oksidasjonen til sulfat går med gjennomsnittelig hastighet 30-40% pr. døgn. Sulfat vaskes ut svært effektivt, men den totale avsetningseffektiviteten begrenses allikevel

av den nedbørhyppighet som en luftpartikkel i bevegelse opplever. Tørravsetningshastigheten for sulfat er liten. Totalt er den midlere atmosfæriske levetid ved midlere bredder for  $\text{SO}_2$  12-24 timer, og for sulfat 2-4 døgn. Svovel kan derfor transporteres over avstander på noen få tusen kilometer før den avsettes, og utgjør således et langtransportproblem.

Oksidert Nitrogen har meget lav tørravsetningshastighet i primærfasen ( $\text{NO}_x$  og PAN) og ingen våtavsetning ved atmosfæriske konsentrasjoner. Oksidasjonen videre kan gå to veier; i sollys produseres gassformig salpetersyre med hastighet 1-4% pr. time, mens det i mørke produseres partikulært nitrat med hastighet 4-8% pr. time. I tillegg er det overgang mellom disse to fasene begge veier, avhengig av mengden ammoniakk og sulfat tilgjengelig i luften. Skillet mellom gassformig  $\text{HNO}_3$  og partikulært nitrat er av stor betydning for transportdistansen for oksidert nitrogen fordi tørravsetningshastigheten i gassform er meget stor mens den er svært liten for partikkelfasen. Utvasknings-effektiviteten er den samme for de to fasene, og av samme orden som sulfat. Totalt er den midlere atmosfæriske levetid for  $\text{NO}_x$  18-30 timer, for gassformig  $\text{HNO}_3$  12-18 timer, og for partikulært nitrat 2-4 døgn. Målinger har vist at forholdet mellom gassfasen og partikkelfasen gjennomsnittelig er omkring 1:5, således utgjør også oksidert nitrogen et betydelig langtransportproblem. Den totale transportdistanse er faktisk noe lenger enn for sulfat.

Redusert Nitrogen avsettes effektivt både tørt og vått i primærfasen ( $\text{NH}_3$ ). Den videre kjemiske utvikling er ingen oksidasjon tilsvarende den for svovel og oksidert nitrogen, men er en uendelig rask overgang til ammoniumsulfat hvis det er andre former for partikulært sulfat i luften og en toveis likevekt mellom den overskytende ammoniakk og gassformig salpetersyre på den ene siden og ammoniumnitrat på den andre. Likevekten går i favør av ammoniumnitrat når temperaturen er lav og den relative fuktighet høy. Totalt er den midlere atmosfæriske levetid for  $\text{NH}_3$  6-18 timer, mens den for ammonium er 2-4 døgn. Den effektive transportdistanse for redusert nitrogen er merkbart kortere enn for svovel og oksidert nitrogen, men allikevel så lang at det representerer et langtransportproblem.

Den kinematiske formulering av modellen er lagrangesk; transporten på grunn av luftas bevegelser beregnes ved å følge bevegelsene til de enkelte luftpartikler i rom og tid over 4 døgn, man beregner luftbanetrajektorier ved å kreve at disse etter 4 døgn skal ende i et på forhånd definert sett av punkter i rommet. Langs trajektoriene beregnes budsjettene for de 10 komponentene ved å løse differensiallikninger for deres masse. Underveis tas hensyn til

utslipp, kjemiske prosesser og tørr og våt avsetning. Dessuten behandles utslipp fra de ulike land separat slik at man kommer fram til relasjoner mellom utslipp og reseptor, og kan drøfte virkningene av ulike endringer av utslippsforhold. Luftpunktene regnes å være representative for atmosfærens blandingslag (de nederste 1-2 km), og er således en etlagsmodell selv om den også parameteriserer utveksling med den fri atmosfære over.

Det er to hovedtyper av inngangsdata utslipp og meteorologi. Utslippstallene tas så langt mulig fra offisielle tall til ECE-sekretariatet i Geneve, mens de meteorologiske felter tas fra den numeriske værvarslingsmodell ved Det Norske Meteorologiske Institutt som etter standard metoder kombinerer optimalt observasjoner med modellberegninger. Utførlige opplysninger vedrørende inngangsdataene finnes i Iversen et al. (1990).

## **Resultater**

Det vises her et utplukk av resultater med spesielt henblikk på avsetning av Nitrogen i Norge. Igjen vises til Iversen et al. (1990) for en utførlig presentasjon og for verifikasjon av beregninger mot målinger. For de komponenter som måles er modellestimatene vel innenfor en faktor 2 fra målingene på årsbasis. For svovel og oksidert nitrogen er det lite systematiske feil, mens det for redusert nitrogen i nedbør er en systematisk tendens at modellen har mindre konsentrasjoner enn målt for stasjoner med høye målte verdier. Dette skyldes nok delvis at utslippene for ammoniakk er mye dårligere kartlagt enn for  $SO_2$  og  $NO_x$ , men trolig også at målingene av redusert nitrogen har dårligere representativitet i forhold til langtransport av enn for de andre komponentene. Utslippene av ammoniakk finner sted i rurale områder i lav høyde over bakken.

Figurene 1, 2 og 3 viser beregnet avsetning av svovel, oksidert nitrogen og redusert nitrogen for 1988. I tråd med de atmosfærekjemiske egenskapene diskutert i forrige kapittel, er det lett å kjenne igjen de store utslippsområder for  $\text{SO}_2$  og  $\text{NH}_3$  i Europa ved å betrakte avsetningskartene for svovel og redusert nitrogen. Man kan også se at avsetningene faller raskere ut fra de sentrale strøk for redusert nitrogen enn for svovel. Avsetningskartet for oksidert nitrogen er betraktelig glattere enn for de andre komponenter fordi utslippene må gjennomgå en kjemisk prosess før de bidrar av betydning til avsetning. Vi ser også at transportdistansen faktisk er noe lenger enn for svovel.

Det er også gjort beregninger for 1985 og 1989, og tabellene 1 og 2 viser beregnede avsetninger av oksidert og redusert nitrogen i Norge, totalt og prosentvis allokert til ulike utslippsbidrag. For begge komponenter utgjør det ubestemte bidrag som skyldes forurensning eldre enn fire døgn og utveksling med den fri atmosfære over blandingslaget, en vesentlig del. De viktigste enkeltbidrag er for oksidert nitrogen Storbritannia, Ubestemt, Vest-Tyskland, Norge, Sverige, Polen og Frankrike. For redusert nitrogen er det Norge, Ubestemt, Storbritannia, Danmark, Sovjetunionen, Vest-Tyskland, Nederland og Frankrike.

Tabell 1 viser en betydelig variasjon fra år til år for oksidert nitrogen (20%) på tross av at utslippene varierte mye mindre for Europa som helhet (5%) og for de land som bidrar mest til avsetning i Norge (6-10%). Den totale år til år variasjon skyldes derfor meteorologiske forhold i minst samme grad som utslippsforhold. Spesielt tydelig er dette for det allokerte bidrag fra de ulike land.  $\text{NO}_x$ -utslippet i Sverige utgjorde i forhold til det europeiske 1.8% i 1985 (120 kt N) og 1.7% i 1989 (116 kt N), mens det svenske bidraget til avsetning av oksidert nitrogen i Norge utgjorde 7.1% i 1985 (4.98 kt N) og 3.9% i 1989 (3.32 kt N). For Storbritannia var de tilsvarende tallene for utslipp 10.5% i 1985 (693 kt N) og 11.0% i 1989 (765 kt N), mens de britiske bidragene til avsetning i Norge var 20.1% i 1985 (14.09 kt N) og 29.8% i 1989 (25.36 kt N).

Det er klart fra det ovenstående at det er store variasjoner fra år til år i størrelsen på bidragene til avsetning av oksidert nitrogen i Norge på grunn av meteorologiske forhold. Disse variasjonene er vesentlig større enn forventet variasjon på grunn av utslippsendringer. Hvis vi ser på tilsvarende variasjoner for enkelte gitterruter på størrelse 150 km x 150 km, vil vi se at disse er enda større. Hvis man ønsker å beregne hvilke utslippsreduksjoner som er optimale for å komme under naturens tålegrenser i framtida, vinner man



lite ny informasjon ved å beregne atmosfæriske tilførsler for tidligere år til reseptorer som er vesentlig mindre enn en gitterrute.

### **Avsluttende bemerkning**

De erfaringer som hittil er gjort ved modellberegninger av sur avsetning over lang tid (flere år) tilsier at det bør gjøres en øket innsats for å forbedre beregningene og målingenes representativitet for ammoniakk og ammonium. Spesielt er det mye som kan og bør gjøres for å forbedre utslippsoversiktene for ammoniakk. Det er mange indisier som antyder at tallene for denne komponenten er av mye dårligere kvalitet enn for svoveldioksid og nitrogenoksider. Dette gjelder for Europa generelt, mens tallene er bedre for noen få land der man har arbeidet endel med ammoniakkutslipp, for eksempel Nederland.

### **REFERANSE**

Iversen, T., Halvorsen, N.E., Saltbones, J., Sandnes, H. (1990).  
Calculated budgets for airborne sulphur and nitrogen in Europe.  
EMEP/MSC-W Report 2/90. Det Norske Meteorologiske Institutt.

Tabell 1. Prosentvise bidrag til årlig avsetning av oksidert nitrogen i Norge fra de ulike kildeområder i Europa. Totalavsetningen er gitt i enhet tonn som nitrogen.

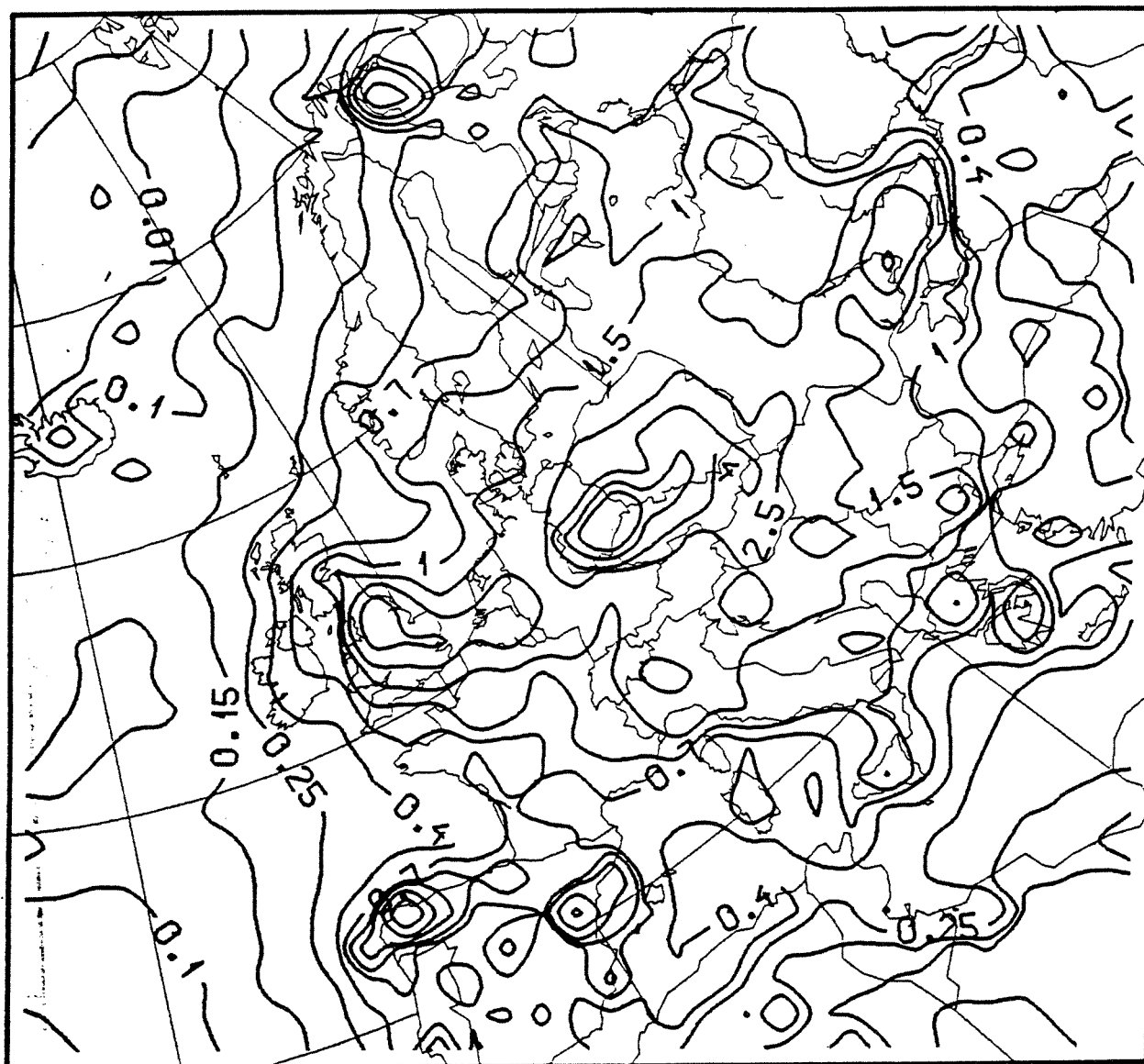
Kildeområdene er: AL=Albania, AT=Østerrike; BE=Belgia, BG=Bulgaria, CS=Tsjekkoslovakia, DK=Danmark, FI=Finland, FR=Frankrike, DD=Øst-Tyskland, DE=Vest-Tyskland, GR=Hellas, HU=Ungarn, IS=Island, IE=Irland, IT=Italia, LU=Luxemburg, NL=Nederland, NO=Norge, PL=Polen, PT=Portugal, RO=Romania, ES=Spania, SE=Sverige, CH=Sveits, TR=Tyrkia, SU=Sovjetunionen, GB=Storbritannia, YU=Jugoslavia, REM=Nord-Afrika, BAS=Østersjøen, NOS=Nordsjøen, ATL=Nord-Atlanteren, MED=Middelhavet, BLS=Svartehavet, NAT=naturlige utslipp, IND=ubestemt bidrag.

		1985	1988	1989
1	AL	0	0	0
2	AT	.1	.1	.1
3	BE	1.6	2.0	1.6
4	BG	0	0	0
5	CS	2.1	1.9	1.2
6	DK	3.4	3.8	3.4
7	FI	2.1	1.2	1.2
8	FR	3.4	4.3	4.6
9	DD	3.6	5.3	3.6
10	DE	13.0	16.5	12.8
11	GR	0	0	0
12	HU	.3	.1	.1
13	IS	0	0	0
14	IE	.6	.5	.8
15	IT	0	.1	.2
16	LU	0	0	0
17	NL	3.4	5.3	3.8
18	NO	7.0	6.8	6.9
19	PL	4.1	4.7	2.6
20	PT	0	0	0
21	RO	.3	0	.1
22	ES	.1	.1	.2
23	SE	7.1	5.6	3.9
24	CH	0	.1	.1
25	TR	0	0	0
26	SU	4.9	2.6	1.2
27	GB	20.1	21.8	29.8
28	YU	0	0	.1
29	REM	0	0	0
30	BAS	.9	.8	.6
31	NOS	1.9	2.3	2.1
32	ATL	1.0	.7	1.1
33	MED	0	0	0
34	BLS	0	0	0
35	NAT	0	0	0
36	SUM	70100	88500	85100
	(T AS N)			
37	IND	18.8	13.7	17.6

Tabell 2. Prosentvise bidrag til årlig avsetning av redusert nitrogen i Norge fra de ulike kildeområder i Europa. Totalavsetningen er gitt i enhet tonn som nitrogen.

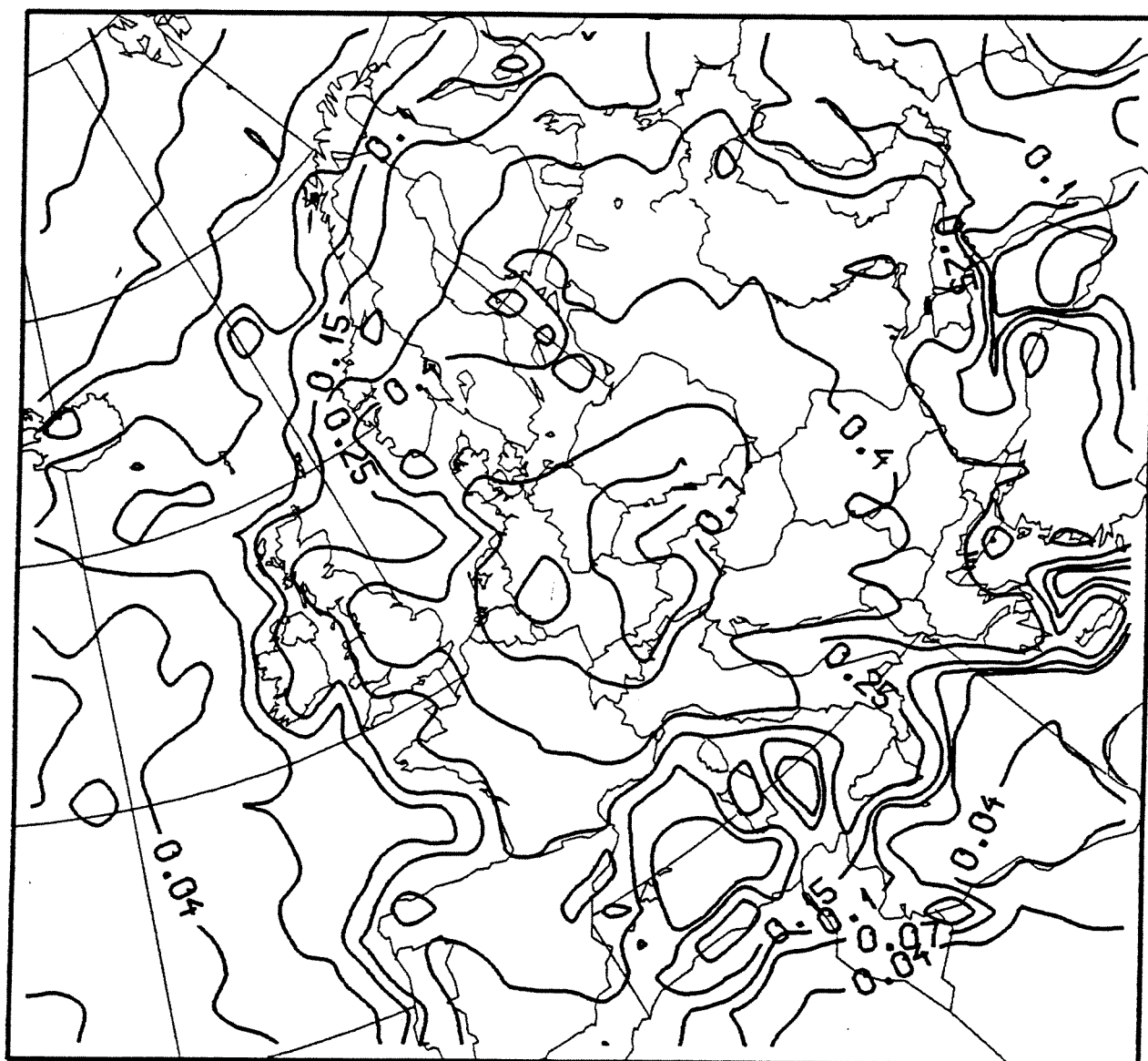
Kildeområdene er: AL=Albania, AT=Østerrike; BE=Belgia, BG=Bulgaria, CS=Tsjekkoslovakia, DK=Danmark, FI=Finland, FR=Frankrike, DD=Øst-Tyskland, DE=Vest-Tyskland, GR=Hellas, HU=Ungarn, IS=Island, IE=Irland, IT=Italia, LU=Luxemburg, NL=Nederland, NO=Norge, PL=Polen, PT=Portugal, RO=Romania, ES=Spania, SE=Sverige, CH=Sveits, TR=Tyrkia, SU=Sovjetunionen, GB=Storbritannia, YU=Jugoslavia, REM=Nord-Afrika, BAS=Østersjøen, NOS=Nordsjøen, ATL=Nord-Atlanteren, MED=Middelhavet, BLS=Svartehavet, NAT=naturlige utslipp, IND=ubestemt bidrag.

		1985	1988	1989
1	AL	0	0	0
2	AT	.2	.2	.2
3	BE	1.3	1.4	1.1
4	BG	0	0	.2
5	CS	0.7	0.9	.7
6	DK	5.9	6.7	5.4
7	FI	.7	0.5	.4
8	FR	3.4	3.4	3.6
9	DD	3.0	3.8	2.7
10	DE	4.1	5.4	4.1
11	GR	0	0	0
12	HU	.6	.2	.2
13	IS	0	0	0
14	IE	1.8	1.3	2.0
15	IT	0	0	.2
16	LU	0	0	0
17	NL	4.1	4.7	2.9
18	NO	31.9	31.5	31.8
19	PL	3.5	4.7	3.0
20	PT	0	0	0
21	RO	.6	0	.2
22	ES	0	0	.2
23	SE	3.0	3.2	2.0
24	CH	0	0	0
25	TR	0	0	0
26	SU	5.9	4.3	2.0
27	GB	8.9	9.5	13.3
28	YU	0	0	.2
29	REM	0	100	100
30	BAS	0	80	80
31	NOS	0	192	192
32	ATL	0	349	349
33	MED	0	13	13
34	BLS	0	0	0
35	NAT	0	0	0
36	SUM (tonnes as N)	54200	55600	55600
37	IND	19.9	18.0	24.1



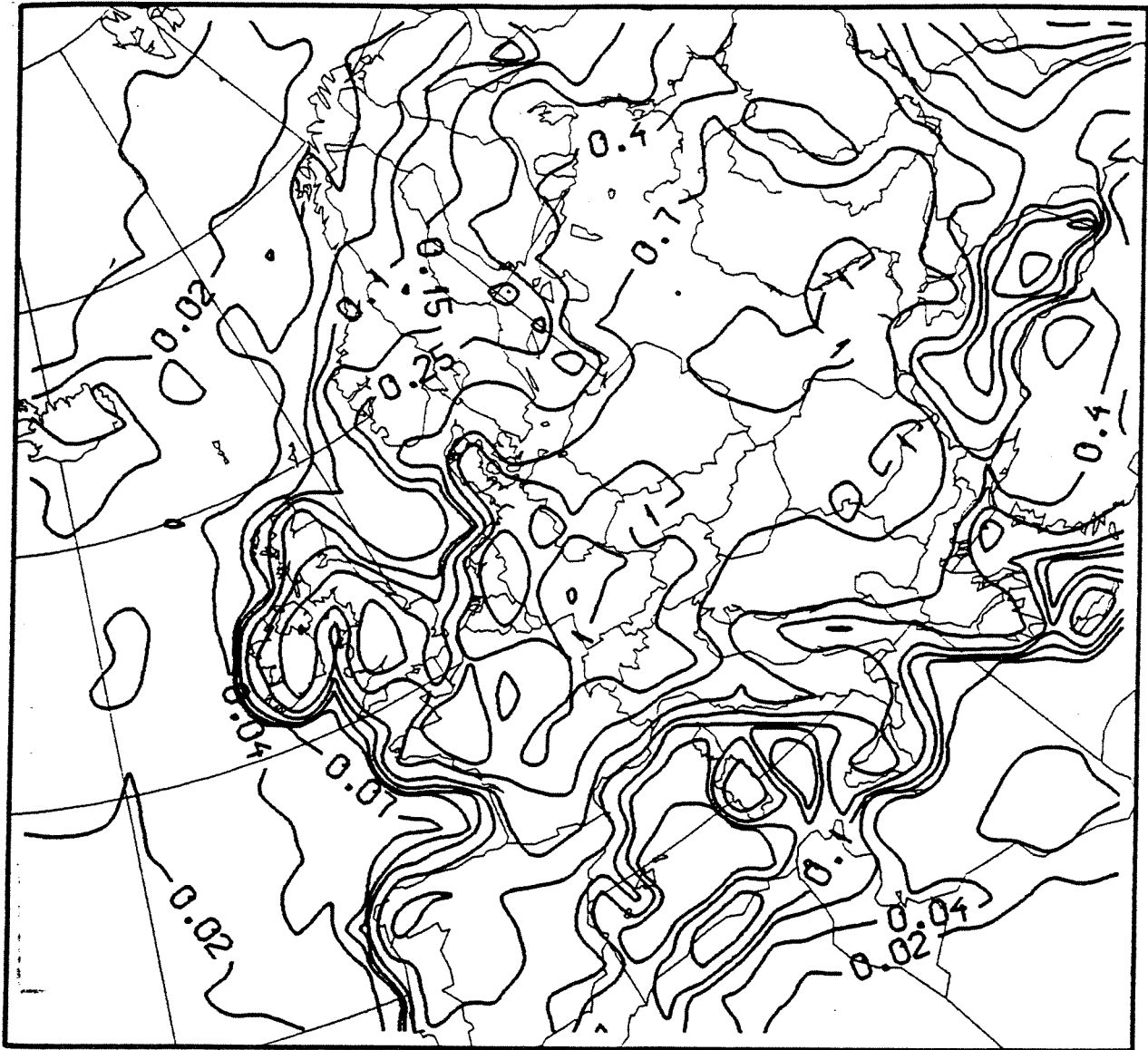
Figur 1: Avsetning av oksidert svovel for 1988 beregnet ved EMEPs MSC-W. Linjer for konstant verdi av svovel i gram avsatt pr. kvadratmeter og år.

Verdier: 0.01, 0.02, 0.04, 0.07, 0.1, 0.15, 0.25, 0.4,  
0.7, 1.0, 1.5, 2.5, 4.0, 7.0, 10.0.



Figur 2: Avsetning av oksidert nitrogen for 1988 beregnet ved EMEPs MSC-W. Linjer for konstant verdi av nitrogen i gram avsatt pr. kvadratmeter og år.

Verdier: 0.01, 0.02, 0.04, 0.07, 0.1, 0.15, 0.25, 0.4, 0.7, 1.0, 1.5, 2.5, 4.0, 7.0, 10.0.



Figur 3: Avsetning av redusert nitrogen for 1988 beregnet ved EMEPs MSC-W. Linjer for konstant verdi av nitrogen i gram avsatt pr. kvadratmeter og år.

Verdier: 0.01, 0.02, 0.04, 0.07, 0.1, 0.15, 0.25, 0.4, 0.7, 1.0, 1.5, 2.5, 4.0, 7.0, 10.0.

## MÅLINGER AV ATMOSFÆRISKE NITROGENTILFØRSLER

Arne Semb

Norsk Institutt for Luftforskning

Innsamling og analyser av nedbørprøver siden 1974-1977 har gitt oss et godt datamateriale for å vurdere tilførslene av nitrat-N og ammonium-N gjennom nedbøren. Selv om konsentrasjoner og nedbørmengder er variable, er forholdet mellom nitrat, ammonium og "overskuddsulfat" relativt konstant. Dette bekrefter at innholdet av disse komponentene i nedbøren skyldes langtransporterte forurensninger fra de samme kildeområdene, selv om kildene ikke er de samme. Vi har brukt samme form for resonnement for å ekstrapolere og interpolere mellom målestasjonene, slik at vi kan lage oss kart over tilførselen i nedbøren. Stort sett går dette ut på å lage et glattet felt over veiet middelkonsentrasjon i nedbøren på årsbasis, og å multiplisere dette tallet med nedbørdata fra DNMI. Dette har vært gjort mer eller mindre subjektivt siden 1976, og mer objektivt i forbindelse med kartlegging av overskridelser av "naturens tålegrenser" i 1990. For femårsperioden 1983-1987 er det utarbeidet kart over nitrogen- og svovelavsetningen for Norge, Danmark, Finland og Sverige.

Nitrogenforbindelser i luft omfatter NO, NO<sub>2</sub>, HNO<sub>3</sub>, PAN, nitrat i aerosolpartikler; ammoniakk og ammonium i areosolpartikler. Det er vanskelig å skille mellom nitrat og HNO<sub>3</sub> og mellom ammoniakk og ammonium ved luftprøvetaking på filter. Dette kan gjøres ved å benytte en spesiell prøvetakingsapparat, som kan være et glassrør impregnert med et absorpsjonsmiddel (Ferm, 1979). Når dimensjonene på glassrøret og sugeshastigheten er avstemt med diffusjonshastigheten vil dette effektivt skille gasser og partikler, men teknikken er relativt arbeidskrevende og lite robust for rutinemålinger. Vi har derfor basert oss på filter og impregnerte filtre for absorpsjon av HNO<sub>3</sub> og NH<sub>3</sub>, og oppgir summen av HNO<sub>3</sub> og nitrat; og summen av ammoniakk og ammonium.

Nitrogendioksid bestemmes for tiden ved absorpsjon i en absorpsjonsløsning som inneholder trietanolamin, guajacol og natriumsulfitt. Metoden er relativt pålitelig, men har litt for dårlig følsomhet for lave NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner. NO og PAN har liten betydning for avsetningen.

Målingene viser at de høyeste NO<sub>2</sub>-konsentrasjonene forekommer i vinterhalvåret. Summen av nitrat-N og HNO<sub>3</sub>-N viser ingen spesiell variasjon gjennom, mens summen av ammoniakk og ammonium-N viser et

markert høyere nivå i vår- og sommermånedene. Videre er konsentrasjonene av  $\text{NH}_3 + \text{NH}_4$  i bakkenivå vesentlig høyere enn konsentrasjonene av  $\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$ , mens konsentrasjonene av nitrat-N og ammonium-N i nedbøren i gjennomsnitt er omtrent like. Dette kan ha flere årsaker. Tørravsetningshastigheten for  $\text{HNO}_3$  og for nitrataerosol er sikkert større enn for sulfatpartiklene, og kan føre til at konsentrasjonen ved bakken er vesentlig lavere enn i de frie luftmassene. Ferm et al., 1984, fant ved Rörvik på den svenske vestkysten at forholdet mellom  $\text{HNO}_3$  og nitrat i partikler i middel var som 1:3. Vi tror nå at dette skyldes at  $\text{HNO}_3$  reagerer med sjøsaltpartikler og gir  $\text{NaNO}_3$  og  $\text{HCl}$ . Dette er en likevektsreaksjon som kan være viktig for transporten over hav. Kaskadeimpaktormålinger har vist at nitrat har nesten identisk samme størrelsesfordeling som sjøsaltkomponentene, dvs. med en massemediandiameter  $d \approx 3-5 \mu\text{m}$ . Den andre årsaken er ammoniakk fra lokale kilder, som slippes ut i bakkenivå. Siden NILU's målestasjoner stort sett er lokalisert der folk bor, er det vanskelig helt ut å utelukke utslipp fra husdyr og naturgjødning. Slik påvirkning er imidlertid oftest av sporadisk karakter, men det kan av og til være nødvendig å vurdere stasjonenes representativitet noe mer kritisk.

Utslippsoversikter for ammoniakk er stort sett utarbeidet av Asman og medarbeidere (Buijsman et al., 1987), og er basert på at en stor del av nitrogeninnholdet i husdyrgjødsling går tapt som ammoniakk til atmosfæren, fra husdyrrom, gjødsellager, og ved spredning på dyrket mark. Statistikk for husdyrtall og dyrket mark finnes for alle land i Europa på kommunenivå og det er lett å omsette dette till utslippstall på årsbasis med en arealoppløsning på  $150 \times 150 \text{ km}^2$  eller  $75 \times 75 \text{ km}^2$ .

I områder med intenst husdyrhold vil utslippene typisk være av størrelsesorden  $5 \text{ kg/da}\cdot\text{år}$ . Det som skiller Norge fra resten av Europa i denne sammenhengen er at vi har forholdsvis lite dyrket mark og små sammenhengende jordbruksområder med husdyrhold.

Ut fra de målingene vi har gjort, ser det imidlertid ut til at vi i jordbruksområdene kan regne med at det sporadisk vil forekomme konsentrasjoner opptil  $10-50 \mu\text{g/m}^3 \text{ NH}_3$  i forbindelse med spredning av naturgjødning, og at årsmiddelkonsentrasjonene kan være  $0.1-1 \mu\text{g/m}^3$  høyere i områder nær dyrket mark der det blir drevet husdyrbruk enn i rene bakgrunnsområder. Tørravsetning av  $\text{NH}_3$  kan være en interessant nitrogenkilde, og er kanskje en årsak til at kantvegetasjonen rundt dyrket mark er spesielt frodig. Vi vet imidlertid svært lite om denne delen av nitrogenkretsløpet i kulturlandskapet. I områder med industriutslipp av ammoniakk og andre nitrogenforbindelser, som f.eks. Rjukan og Glomfjord, er det imidlertid lett å se virkninger på



vegetasjonen, både på artssammensetning og frodighet.

Utslippene av ammoniakk forekommer dels fra husdyrrom og gjødsellager, dels i forbindelse med spredning av husyrgjødsel. Ved spredning er tapet størst midt på dagen, i tørt og varmt vær. Luften nærmest bakken vil få en konsentrasjon av  $\text{NH}_3$  som er bestemt av likevekten og emisjonen vil i stor utstrekning være bestemt av vindhastigheten og den turbulente diffusjonen i grenseskiktet. Det bygger seg opp et konsentrasjonsprofil, som for et kvadratisk areal på 50 da vil være begrenset til de laveste 5-10 metrene. Utenfor det gjødslete feltet vil vertikalspredningen fortsette, men utslippet av ammoniakk i bakkenivå vil bli avløst av et opptak ("tørravsetning"). Opptaket er i stor utstrekning bestemt av diffusjonen gjennom plantenes spalteåpninger, og kan om dagen i vekstperioden beskrives ved en tørravsetningshastighet av størrelsesorden 1 cm/s. Dette vil gi en ny konsentrasjonsprofil som sammen med avsetningshastigheten bestemmer hvor stor del av utslippene som avsettes i nærområdet. Målinger av vind og turbulensparametre, kombinert med konsentrasjonsmålinger, kan brukes til å kvantifisere utslippene på kort tidsskala, samtidig med at avsetningene i nærområdet kan beregnes.

Historisk sett har det alltid vært "langtransport" av ammonium-N fra Europa til Sør-Norge, og dette har utvilsomt også vært en viktig kilde i historisk tid. Først i slutten av forrige århundre ble man oppmerksom på hvor viktig det var å ta vare på nitrogenet i husdyrgjødselen, selv om det var akseptert at plantene tok opp ammoniakk fra luften (!). I Arktis får plantene ammonium-N fra fuglekoloniene, som igjen henter det fra havet. Vi har lite kvantitative holdepunkter for å beregne den historiske utviklingen av ammoniakkslippene fra jord- og husdyrbruk, men kan vel regne med at det har vært en økning i samsvar med produktivitetsutviklingen i jordbruket i Europa.

Når det gjelder utslipp av nitrogenoksider og nitrat i nedbøren, er det meget sterke indisier på at det har skjedd en drastisk økning i perioden 1955-1975. Dette har sammenheng med en generell økning i energiforbruket, og en endring av forbruksmønsteret som fører til større andel av forbrenningsprosesser med høyere  $\text{NO}_x$ -utslippsfaktorer, som forbrenning av kull i store varmekraftverk for produksjon av elektrisitet, og bruk av bensin og diesel i forbrenningsmotorer. Etter 1980 har denne utviklingen flatet ut, men det synes å være vanskelig å få gjennomført utslippsreduksjoner fordi veksten i samferdselssektoren "spiser opp" virkningen av tiltakene.

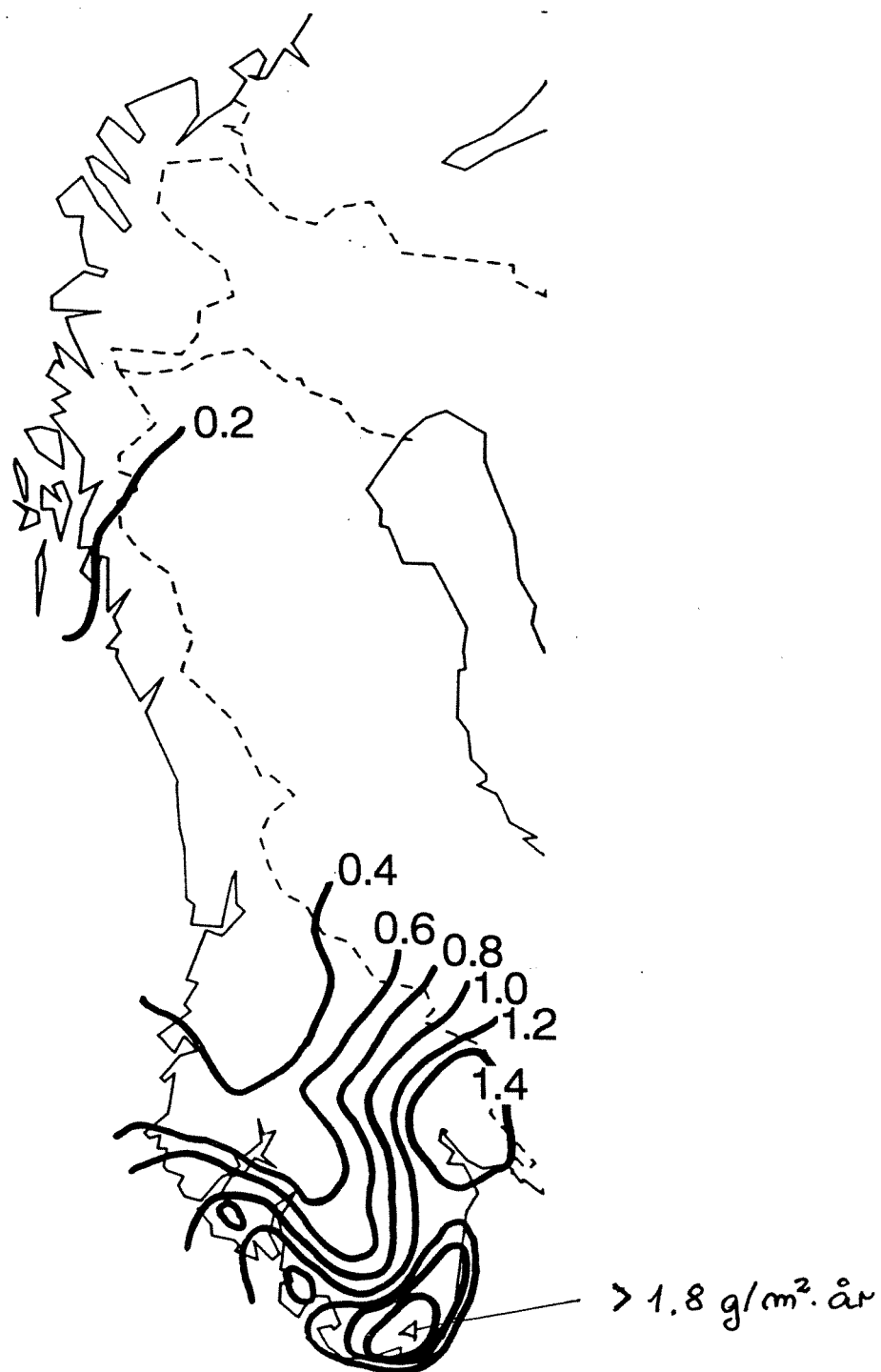
Mens konsentrasjonen av sulfat i nedbøren i Sør-Norge har avtatt

merkbart fra 1979, og vil bli videre redusert i det neste tiåret, så er det en svak stigning i innholdet av både  $\text{NH}_4\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

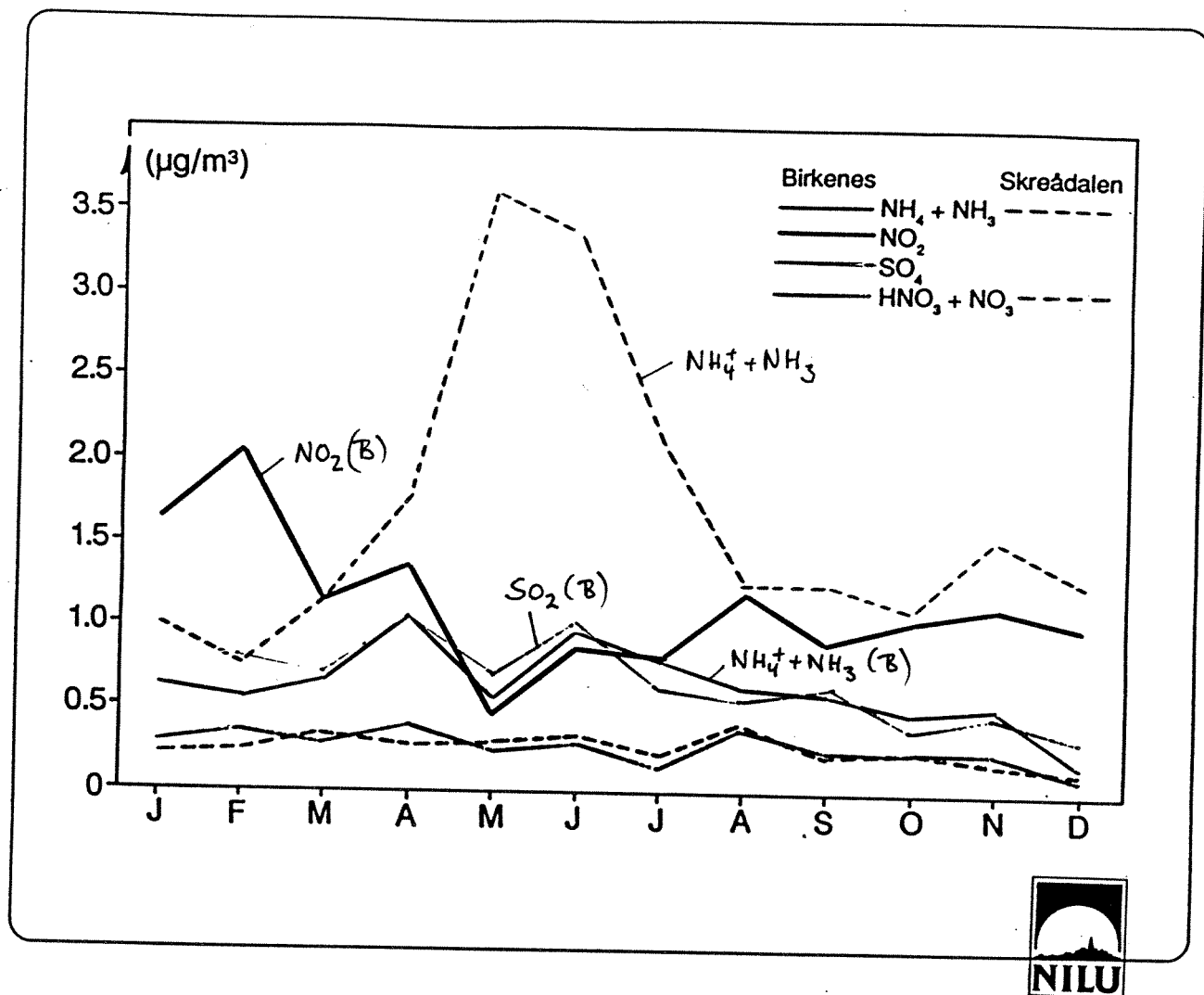
#### REFERANSER

- Asman, W.A.H. and V. Jaarsveld, H.A. (1990). A variable resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium. Report no. 228471007. National Institute of Public Health and Environmental Protection. Bilthoven, Nederland.
- Buijsman, E., Maas, J.F.M., and Asman, W.A.H. (1987). Anthropogenic  $\text{NH}_3$  emission in Europe. *Atmospheric Environment*, 21, 1009-1022.
- Dovland, H., Joranger, E. og Semb, A. (1976). Deposition of Air Pollutants in Norway, In: Brække, F.H. (ed.) *Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway*. p. 15-35. SNSF-project Oslo-Ås, FR6/76.
- Ferm, M. (1979). Method for determination of atmospheric ammonia. *Atmospheric Environment*, 13, 1385-1393.
- Ferm, M., Samuelson, U., Sjödin, Å. og Grennfelt, P. (1984). Long-range transport of gaseous and particulate oxidized nitrogen compounds. *Atmospheric Environment*, 18, 1731-1735.
- Lövblad, G., Hovmand, M., Joffre, S. and Pedersen, U. (1991). Mapping deposition of Sulphur, Nitrogen and Base Cations to the Nordic countries. Report to NMR (In press).
- SFT (1989). Nitrogen som bidragsyter til forsuring. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 351/89. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

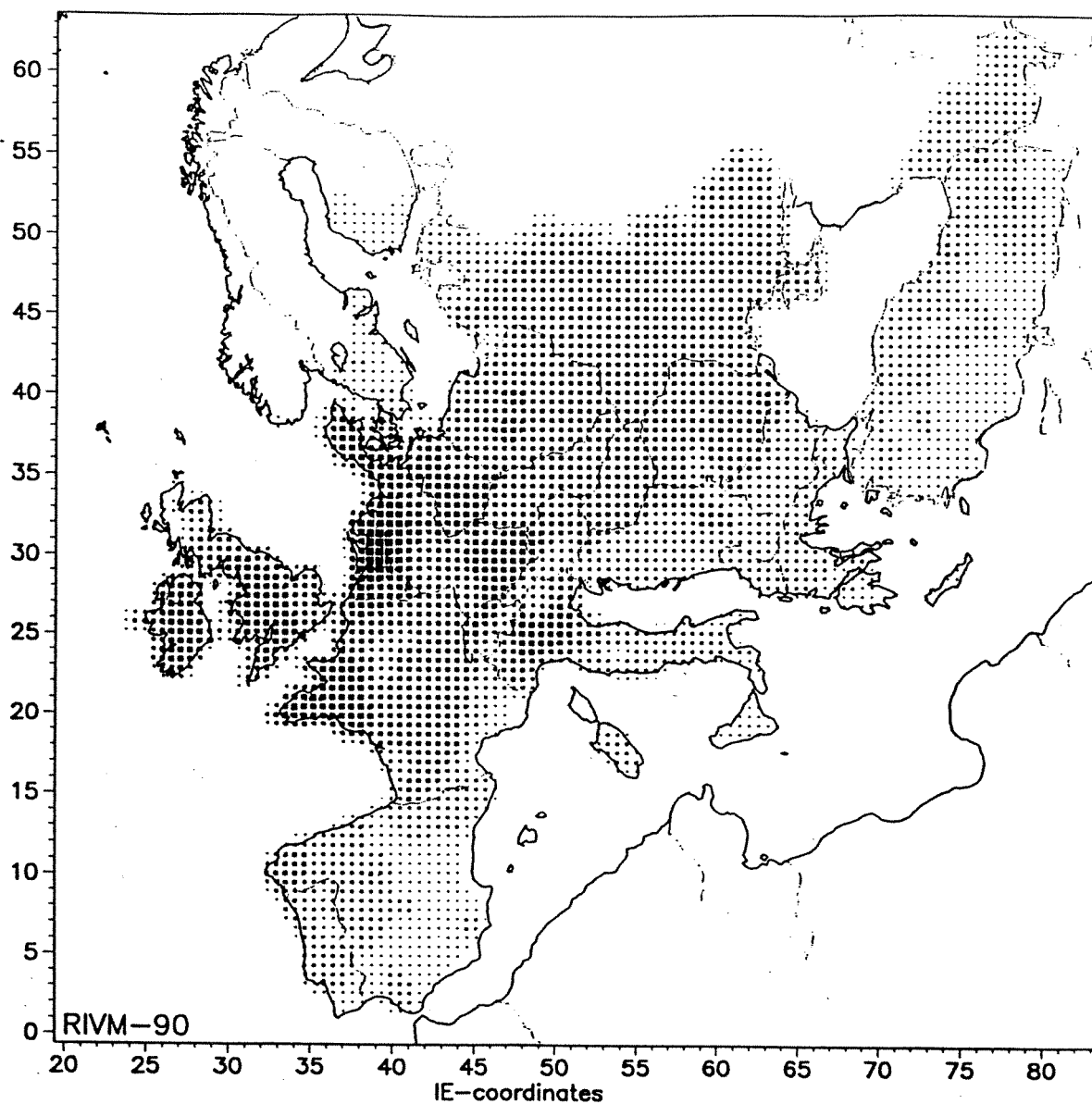
Comp: Ntot 83-87. Unit: g/m<sup>2</sup> yr



Beregnet gjennomsnittlig årlig tilførsel av nitrogenforbindelser fra atmosfæren i Norge (nedbør og tørravsetninger). 1983-1987.

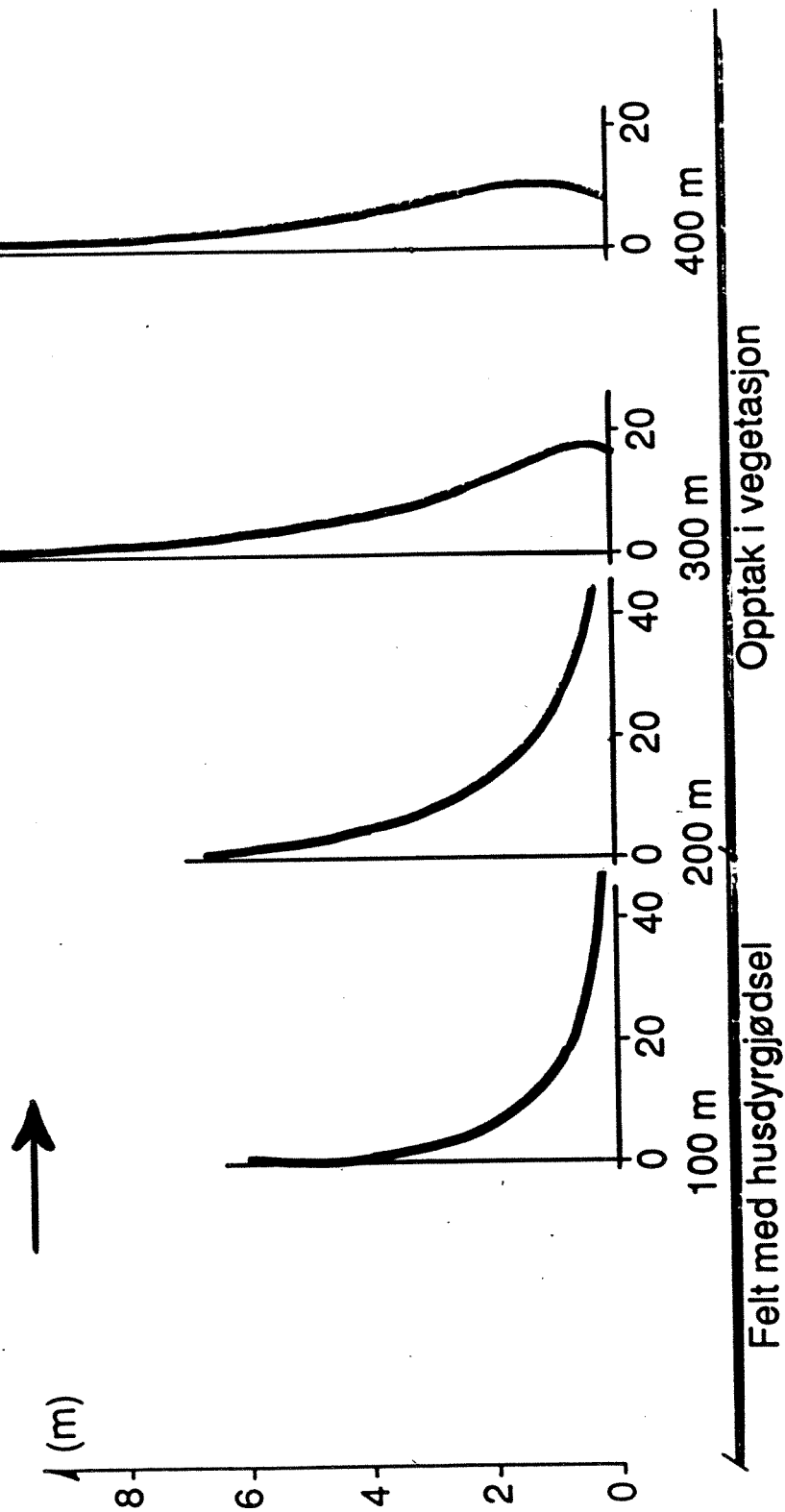


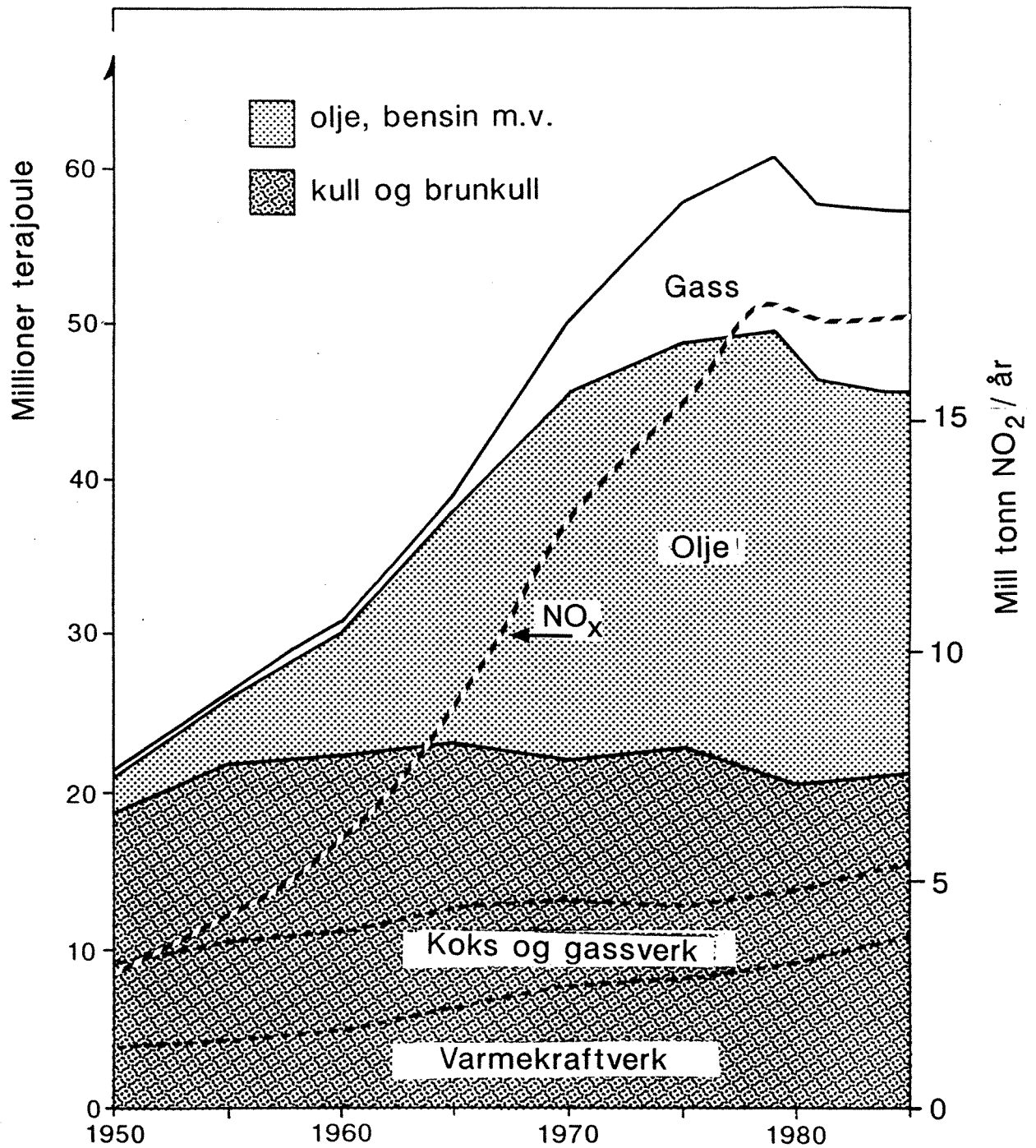
Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av en del nitrogenforbindelser i luft i Birkenes og i Skreådalen.



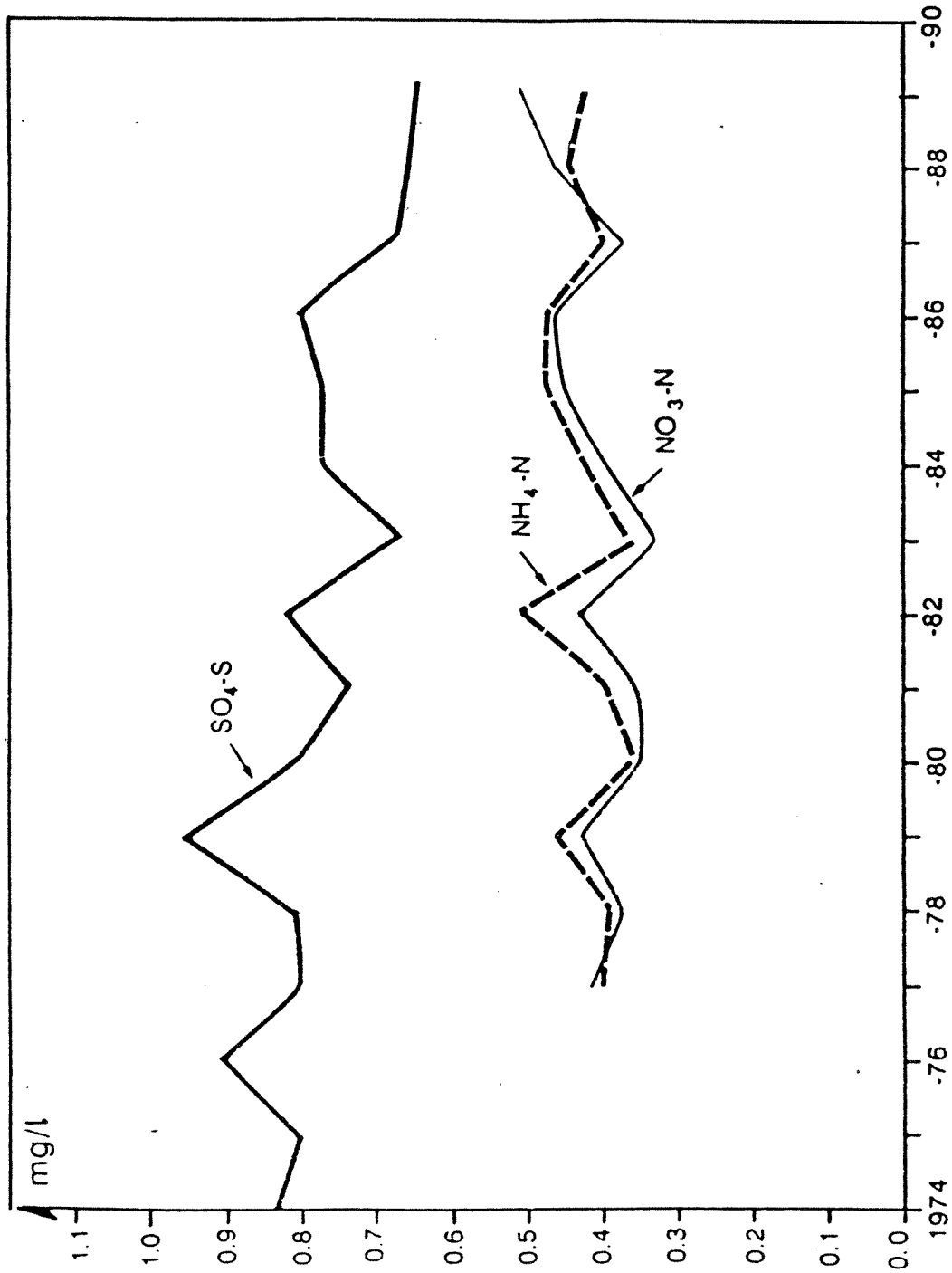
$\text{NH}_3$  emission density in Europe (tonne  $\text{NH}_3 \text{ km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ).

Utvikling av konsentrasjonsprofil ved  $\text{NH}_3$ -avgang etter  
spredning av husdyrgjødsel





Utviklingen av forbruket av fossilt brensel (i energiekvivalenter) og utslipp av nitrogenoksider i Europa, 1950-1985.



Veide årsmiddelkonsentrasjoner av sulfat, nitrat og ammonium i nedbøren. Birkenes, 1974-1989.



## **NITROGENOMSETNING FORBUNDET MED HUSDYRBRUK**

**Odd Magne Harstad  
Institutt for husdyrfag, NLH.**

### Innledning

Hos husdyra er det bare en del av fôrproduksjonen (N) som avleires i kroppen og produkter. Resten blir skilt ut i gjødsel og urin. Dette er et tap av N som representerer en potensiell forurensningskilde. Størrelsen på tapet av N varierer. Kvaliteten eller egenskaper knyttet til fôrprotein og forholdet mellom proteinbehov og proteintilførsel står sentralt. Det er disse spørsmåla som blir diskutert i dette innlegget.

### Omsetninga av protein

Omsetninga av protein (N) i fordøyelseskanalen hos drøvtyggere som ku, sau og geit er langt mer komplisert enn hos enmaga dyr som svin og fjørfe. Drøvtyggerne har utstrakt mikrobiell fordøyelse av føret i formagene, særlig i vomma. I vomma blir mesteparten av fôrprotein spaltet med ammoniakk som et endeprodukt (Figur 1).

Vommikrobene bruker deretter ammoniakk i syntesen av sitt eget kroppsprotein (Figur 1). Energien (ATP) til synteseprosessen skaffer mikrobene seg under omsetning av organisk stoff, særlig karbohydrater, til flyktige syrer. Inneholder rasjonen for mye nedbrytbart protein i forhold til energi, blir det overskudd av ammoniakk i vomma. Overskuddet absorberes gjennom vomveggen og transporteres med blodet til levera. I levera omdannes ammoniakk til urea. En del urea resirkuleres tilbake til fordøyelseskanalen via spytt og ved direkte diffusjon gjennom vomveggen. Mesteparten blir imidlertid skilt ut i urinen (Figur 1). Dette er et direkte tap av fôrprotein som kan være betydelig i mange fôringssituasjoner. Er det derimot lite ammoniakk i forhold til energi, vil N være den begrensende faktor for den mikrobielle proteinsyntesen.

Mikrobemassen syntetiserer i vomma og den delen av fôrprotein som ikke blir brutt ned i vomma (bypass protein) "vaskes" videre gjennom fordøyelseskanalen. I løpen og tarmen blir mikrobeprotein og bypass protein spaltet enzymatisk til aminosyrer. Den ufordøyelige delen av bypass protein og av mikrobeprotein skilles ut i gjødsla (Figur 1). Resten absorberes som aminosyrer gjennom tarmveggen og transporteres med blodet til veva (Figur 1).

Hos enmaga dyr skjer det ingen ting med førproteinet før fordøyelsen og enzymatisk spalting til aminosyrer i løpet og tarmen. Ikke fordøyelig førprotein skilles ut i gjødsla. Resten absorberes som aminosyrer gjennom tarmveggen og transporteres med blodet til veva.

Den intermediære omsetninga og utnyttelsen av aminosyrene er i hovedsak lik hos drøvtyggere og enmaga dyr. Aminosyrene brukes til vedlikehold og som byggesteiner i syntesen av kroppsprotein (vekst) og/eller i syntesen av protein i husdyrprodukter som mjølk og egg (Figur 1).

Hvor effektivt aminosyrene blir utnyttet intermediært, har bl.a. sammenheng med forholdet mellom behov og tilførsel. Er tilførselen større enn behovet, blir overskuddet av aminosyrer deaminert. Karbonskjelettet oksyderes og aminogruppa omdannes til urea eller urinsyre (fjørfe) i levra og skilles ut i urinen. Det er den essensielle (livsviktige) aminosyra som det er minst av i forhold til behovet, som bestemmer proteinsyntesen. Overskuddet av de andre aminosyrene oksyderes og N-delen skilles ut i urinen. Tapet av N i urin fra omsetning av aminosyrer intermediært, kan være betydelig i føringssituasjoner med overskudd av protein og/eller låg biologisk verdi av førproteinet.

### Proteinvurdering

Effektiv utnyttelse av førproteinet forutsetter god overensstemmelse mellom proteinbehov og proteintilførsel. Proteinvurdering dreier seg om praktiske mål for å vurdere førmidlenes proteinverdi, dvs. evne til å dekke behovet for protein.

Fordøyelig råprotein (DCP = digestible crude protein) som er dagens måleenhet på proteinverdi og proteinbehov, bygger på analyse av N ( $N \times 6.25 = \text{råprotein}$ ) i før og gjødsl og er et mål på mengde apparent fordøyelig råprotein pr. enhet før. DCP har flere svakheter. Måleenheten gir oss ingen opplysninger om den biologiske verdien av proteinet. Nyere forsøk med enmaga dyr, bl.a. her i landet, har vist at ved å tilsette de aminosyrene det er relativt minst av kan førets totale proteininnhold og dermed tapet av N i urin, reduseres. Den biologiske verdi av førproteinet betyr mindre hos drøvtyggere. Årsaken er at mikrobeprotein med høg biologisk verdi, normalt dekker størstedelen av proteinbehovet. Spørsmålet er imidlertid av interesse hos høgtytende mjølkeku med stort proteinbehov.

Alvorligere feilkilde er at DCP ikke tar hensyn til forholdet mellom nedbrytinga av førprotein og oppbygginga av mikrobeprotein i vomma hos

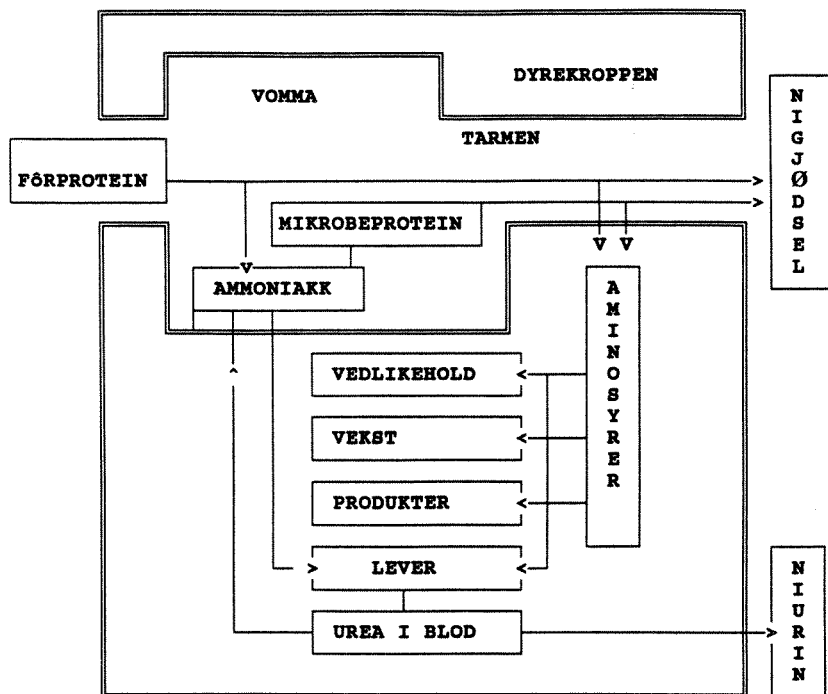
drøvtyggere. Som alt nevnt er det ofte betydelig tap av N fra vomma. Det kan derfor være svært dårlig samsvar mellom beregna innhold av DCP i et førmiddel og virkelig proteinverdi i organismen. Tapet av N fra vomma som skilles ut i urinen, kan reduseres ved å balansere behovet og tilførselen av nedbrytbart protein. Nedbrytingsgraden av førproteinet kan en senke proteinnivået i føret uten at det virker negativt på proteinverdien. På denne måten er det mulig å spare protein og samtidig redusere utskillelsen av N i urinen.

I nytt nordisk system for proteinvurdering, AAT-PBV systemet, som offisielt skal tas i bruk 1. januar 1993, er nye kunnskaper om proteinomsetning og utnyttelse hos drøvtyggere tatt i bruk. AAT står for mengde aminosyrer absorbert i tarmen og er et bedre mål på proteinverdien enn DCP. Det nye systemet vil derfor bidra til mer nøyaktig tildeling av protein i forhold til behovet, noe som gir grunnlag for å spare protein. PBV er et mål på proteinbalansen i vomma og blir et svært nyttig "redskap" for å balansere behov og tilførsel av nedbrytbart protein i rasjonen. Riktig bruk av AAT-PBV systemet vil bidra til å redusere tapet av N fra vomma.

#### Kunnskapsstatus og forskningsbehov

Forskninga de senere år har økt kunnskapen om proteinomsetninga og utnyttelse hos både drøvtyggere og enmaga dyr. En del av de nye kunnskapene har, eller skal snart bli overført til praksis og vil bidra til å effektivisere bruken av protein i husdyrbruket. Ytterligere effektivisering er mulig, men krever mer forskning. De viktigste spørsmåla som krever avklaring er:

1. Nedre grense for behov av nedbrytbart førprotein i rasjonen til drøvtyggere.
2. Metoder for å senke nedbrytingsgraden av førprotein til drøvtyggere, uten særlig negativ virkning på fordøyeligheten i tarmen.
3. Behovet og utnyttelsen av de mest aktuelle aminosyrene til de ulike produksjonene særlig hos enmaga dyr, men også hos drøvtyggere.



Figur 1. Hovedprinsippene i omsetninga av protein (N).

## **NITRIFIKASJON OG DENITRIFIKASJON I JORD, NITRATUTVASKING OG UTSLIPP AV KLIMAGASSER.**

**Lars Bakken  
Institutt for Bioteknologiske fag, NLH**

Bakteriers oksydasjon av ammonium til nitrat (nitrifikasjon) og reduksjon av nitrat til nitrogen-gass (denitrifikasjon) er nøkkel-prosesser i nitrogenets kretsløp (N-syklus). Nitrifikasjon resulterer i økt bevegelse ( $\text{NO}_3$  versus  $\text{NH}_4$ ), og er samtidig en forutsetning for at nitrogen "fjernes" ved denitrifikasjon. Denitrifikasjon representerer den "endelige løsning" på N-overskudd i biosfæren.

Sett fra et forurensningssynspunkt, er reduserte N-former i jord relativt harmløse, - problemene starter først når nitrogenet oksydes. Stikkord her er forsuring,  $\text{NO}_3$ -avrenning, og frigjøring av klimagassen  $\text{N}_2\text{O}$  (og  $\text{NO}$ ). Det er derfor et sentralt anliggende å oppnå økt innsikt i de regulerende faktorer for nitrifikasjonsaktiviteten i naturlig jordsmonn; særlig med tanke på mulige effekter av N-deposisjon og klimaendring.

### Nitrifikasjon i naturlig jordsmonn

Det er vanlig å anta at autotrofe nitrifiserende bakterier er "hovedansvarlige" for det meste av nitrifikasjon i jord. Disse organismene stiller spesielle krav til miljøet. Affiniteten til oksygen er dårlig sammenlignet med heterotrofe organismer. Nitrifiserende bakterier "taper" i konkurranse om  $\text{O}_2$ . pH toleransen er svært snever. Tross store anstrengelser har en ikke kunnet finne "syre-tolerante" stammer. pH har en avgjørende innflytelse på substrat-tilgjengelighet ( $\text{NH}_3$ ). Det har vært spekulert i hvorvidt "komax-vegetasjon" skiller ut inhiberende stoffer (kan forklare generelt lav nitrifikasjonsaktivitet under klimax-vegetasjon), men det mangler fortsatt eksperimentelt belegg for dette.

Det er velkjent at lav pH er en viktig begrensende faktor for nitrifikasjon i skogsjord. Kritisk pH ligger imidlertid langt lavere enn grenseverdien for alle kjente renkulturer (pH = 5.5). Det finnes en rekke indikasjoner på at s.k. "heterotrof nitrifikasjon" spiller en viss rolle i sur jord. På tross av dette, vil jeg velge å legge den heterotrofe nitrifikasjonen til side. Diskusjonen videre bygger på forutsetningen at autotrof nitrifikasjon spiller hovedrollen.

Den mest nærliggende forklaring på at nitrifikasjon kan foregå i sur jord er at det stadig skapes alkaliske mikronisjer knyttet til punkter

hvor det foregår intens ammoniumfrigjøring. Nitrifikasjonen kan antas å ha en "stokastisk natur", - stor heterogenitet i tid og rom.

Et kjernepunkt i vurderingen av terrestrisk N-syklus i samband med N-deposisjon er å bestemme hvor stor andel av mineralisert N ( $\text{NH}_3$ ) som oksyderes før det eventuelt re-assimileres av planter og mikroorganismer. Det er med andre ord ikke nok å kjenne nitratkonsentrasjonen i jord. Vi trenger også tall for nitrifikasjonsaktiviteten in situ (gross rate). En av mange årsaker til at dette er interessant er at utslippet av klimagassene NO og  $\text{N}_2\text{O}$  er sterkt knyttet til nitrifikasjonsaktiviteten.

Nitrifikasjonsaktiviteten i skogsjord begrenses av flere faktorer, som samlet resulterer i minimale nitratkonsentrasjoner i eldre bestand av barskog. Lav pH er nok en viktig faktor, men konkurranse om substrat ( $\text{NH}_4$ ) kan anta å være en minst like viktig. Konkurransen om substrat henger imidlertid sammen med pH: Nitrifikasjonsbakterienes substratopptak synes å prefererer  $\text{NH}_3$  (altså udisosiert form) og konsentrasjonen av denne vil være minimal ved lav pH. I denne konkurransen vil mycorrhiza være en viktig aktør.

Årstidsvariasjonen må forventes å spille en vesentlig rolle i denne sammenheng. I vekstsesongens yttergrenser (høst og tidlig vår) må en forvente en endret balanse i konkurranse mellom planterøtter og nitrifikasjonsflora (senket rotaktivitet). Eftervirkninger av frost er dessuten kjent for å resultere i en kraftig "flush" i N-mineraliseringen. En kan derfor vente økte muligheter for nitrifikasjon i disse tider av året.

Et sentralt spørsmål er hvorvidt økt N-deposisjon over lengre tid kan utvide nitrifikasjonens omfang i tid og rom. Det synes rimelig å anta, men det gjenstår å påvise hvorvidt dette har skjedd eller vil skje i fremtiden. Klima-endring vil også kunne påvirke aktiviteten.

Ved forsøk på å måle aktivitet in situ, har vi et betydelig metodeproblem: De fleste opplysninger om nitrifikasjonsaktivitet i skogsjord er basert på måling av nitratakkumulasjon i prøver inkubert over lang tid i laboratoriet. Sammenhengen mellom slike målinger og in situ aktivitet er usikker, etter som en i laboratorie-inkuberinger har fjernet den potensielt viktigste hemmende faktoren for nitrifikasjonsbakteriene (røtter og mycorrhiza). Vi er ved et kjernepunkt i hele problemstillingen her: Hvis vi skal komme videre i forståelse av hvor mye av mineralisert N som tar turen innom et oksydert stadium, må vi ta i bruk teknikker for in situ måling av nitrifikasjonsaktiviteten over korte tidsrom.

Indirekte testing av nitrifikasjons-aktiviteten ved å måle nitrat reduktase (NR) nivå i plantebestand (avspeiler nitratandelen av plantenes N-forsyning) er en fristende metode. Ikke minst fordi den er relativt enkel, og en kan få integrerte verdier (ved måling av NR i trærnes løv/nåler). En viktig innvending er imidlertid at kalibrering er vanskelig, og at årstidsvariasjoner ikke lar seg undersøke med en slik metodikk.

### Nitrogen-omsetning og klimagasser

#### N<sub>2</sub>O fra jord

En har tidligere tillagt denitrifikasjon størst vekt når det gjelder frigjøring av N<sub>2</sub>O fra jord til luft. Nitrifikasjon regnes i dag som en viktig bidragsyter til atmosfærisk N<sub>2</sub>O. Mekanismen bak frigjøring av N<sub>2</sub>O ved nitrifikasjon er uklar. Den synes ikke å være et direkte resultat av ammonium-oksydasjon, men snarere en reduksjon av nitritt under "ugunstige" forhold.

Betydningen av nitrifikasjon illustreres ved en sammenlikning av estimert N<sub>2</sub>O-flux etter gjødsling med NO<sub>3</sub> kontra "nitrifiserbare" N-kilder (organisk N, urea, og NH<sub>4</sub>). Her ligger verdiene for nitrat gjennomgående lavere (0.001-0.3% av NO<sub>3</sub>-N) enn de øvrige (0.05-2% av tilført N).

Under ugunstige forhold m.h.t. surhet og oksygentilgang vil nitrifikasjonsaktiviteten hemmes, men andelen av oksydert ammonium-N som unslipper som N<sub>2</sub>O kan øke dramatisk. Oksygentilgangen blir lett kritisk på grunn av nitrifikasjonsbakterienes relativt dårlige affinitet til oksygen (små med andre heterotrofe organismer).

#### NO

NO-frigjøringen fra jord kan tilsynelatende være flere ganger større enn frigjøringen av N<sub>2</sub>O. Nitrifikasjonsbakteriene er sannsynligvis viktige, det er bl.a. påvist nitrit reduktaseenzym i Nitrobacter, som gir 100% NO som produkt ved reduksjon av nitritt.

#### CH<sub>4</sub>

Oksydasjon av metan foregår i jord, og antas å påvirke atmosfærens metanbudsjett. Det aktive enzym som "angriper" metan kalles metan oxidase, og det likner svært på nitrifikasjonsbakterienes ammonium oxidase enzym. Begge enzymer kan oksydere både metan og ammonium. Det

har vært spekulert i muligheten for at økt ammonium konsentrasjon som resultat av N-deposisjon kan resultere i kompetitiv inhibering av metan oksydasjon. Hvis dette er riktig, vil nitrifikasjonsbakterier ha en indirekte positiv virkning på metanoksydasjon i jord! Luftige ideer som likevel fortjener å undersøkes videre.

### Forskningsbehov

Jeg vil blinke ut tre hovedområder:

#### In situ

Det er behov for flere data på in situ nitrifikasjonsaktivitet innen ulike jordsmonn og vegetasjonstyper. Et helt sentralt punkt er også å dekke årstidsvariasjonen, spesielt i områder med høy aktivitet. Dette arbeidet må nødvendigvis være en del av et større prosjekt hvor en også kan dekke måling av mikrobiell mineralsiering/immobilisering av N, samt planters N-opptak.

#### N-deposisjon og klimaendringer

Det er et sentralt anliggende å fastslå hvor "sensitive" ulike jordsmonn/vegetasjonstyper er overfor N-deposisjon og klimaendringer. Det kan tenkes at N-deposisjon og klimaendring har en avgjørende innflytelse på nitrifikasjon og nitratutvasking. Det er ikke utenkelig at en kan gjøre "mottiltak" (endring av skogsdrift), men dette forutsetter bedre kunnskap om årsakssammenhengene.

Det er ikke umiddelbart klart hvilken angrepsmåte en bør velge. Det må derfor brukes en del tid på utredning og eventuelt metode-utprøving. Selve forskningen må bli en kombinasjon av grunnforskning og mer "anvendte" undersøkelser som er integrert i en større prosjektsammenheng.

#### Klimagasser

Måling av  $N_2O$ -utslipp og av  $CH_4$ -oksydasjon bør integreres i de undersøkelser som er nevnt ovenfor. Det vil gi vesentlige synergieffekter, og verdifulle data for atmosfærebudsjettene for klimagasser.



## KVÄVESIRKULASJON I SKOGSMARK

Kaj Rosèn,  
Institutionen för skoglig marklära,  
Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala

### Kväveomsättning under "naturliga" förhållanden

Av de vanligaste växtnäringsämnenas kretslopp är kvävet sannolikt det mest komplexa. Kväve förekommer i ett flertal oxidationsstadier och uppträder i naturen både som positivt och negativt laddad jon, i mer eller mindre komplexa organiska föreningar samt i gasfas. Om man tar hänsyn till denna diversitet i kvävet uppträdande är det inte överraskande att man finner stora skillnader i de flöden som konstituerar kvävecykeln i olika terrestra ekosystem.

Kvävet kretslopp är uppbyggt av ett antal processer såsom: (i) våt- och torrdeposition, (ii) biologisk kvävefixering, (iii) biologisk och kemisk immobilisering, (iv) ammonifikation, (v) nitrifikation, (vi) denitrifikation, (vii) bortgång av gasformig ammoniak och (viii) utlakning. De flesta av dessa processer kräver specifika och ofta skiftande naturliga förutsättningar (t ex temperatur, fuktighet och pH) för att bli dominerande i kretsloppet.

Till terrestra ekosystem tillförs kvävet nästan uteslutande från atmosfären, antingen som torr- eller våtdeposition eller via biologisk kvävefixering. Eftersom mer än 90% av skogsekosystemens kvävepool består av organisk bundet kväve är mineraliseringen en nyckelprocess för vegetationens kväveförsörjning. Slutprodukten vid mineraliseringen är ammoniak, som under sura förhållanden övergår till ammonium. Ammonium adsorberas till markkolloiderna och kan även fixeras till lermineral, vilket innebär en minimering av ammoniumutlakningen. En konsekvens av en ammoniumdominerad kvävecykel är således extremt små kväveförluster från systemet.

Det finns i huvudsak två processer som kan bidra till en ökad kväveutlakning, det ena är nitratdeposition och det andra är nitrifikation, om förutsättningar för sådan föreligger. Nitrifierare är emellertid dåliga på att konkurrera om en vanligtvis låg tillgång på ammonium och är därför beroende av ammoniumtillgången och ett gynnsamt, dvs. inte för lågt pH. Under naturliga/opåverkade förhållanden är nitrifikationen vanligtvis inte av större betydelse i boreala barrskogar på podsolmark. På brunjordar ofta med lövskog uppträder nitrifikationen mer frekvent. I slutet produktiv skog är nitratutlakningen dock trots detta fortfarande låg.

### Några synpunkter på störningar i kvävecykeln

Som beskrivits ovan är kväveförluster via utlakning normalt obetydliga från boreala skogar, dvs. skogsekosystemet har en god förmåga att hushålla med tillgängligt kväve. En förändring av de naturliga förutsättningarna kan dock radikalt ändra på detta förhållande. Jag vill här framför allt ta upp två sådana förändringar som är av betydelse för kvävecykeln nämligen; avverkning (inklusive hyggesbehandling) och ökad atmosfärisk tillförsel av kväve.

#### **Avverkning**

Avverkning, särskilt kalavverkning, innebär dels att beståndets kväveupptag avbryts, dels att förutsättningarna för mineralisering ändras radikalt. Dessutom innebär en kalavverkning att pH stiger i de övre markskikten. Det minskade upptaget i vegetationen och den i vissa fall ökade mineraliseringen av organiskt material leder till en ökad ammoniumhalt i marken. Tillsammans med stigande pH-värden skapas då förutsättningar för nitrifikation och nitratutlakning. Detta förhållande har visats i många undersökningar. Tidsförloppet och utlakningsökningens storlek är bl.a. beroende av naturgivna ståndortsförhållanden.

#### **Atmosfärisk deposition**

Den ökade kvävedepositionen under de senaste årtiondena har i vissa fall lett till mätbara effekter i skogliga ekosystem. Exempel på sådana effekter är (i) ökande mängder av oorganiskt kväve i marken, (ii) ökande nitrifikation pga. ökande halter ammonium i marken, (iii) ökat kväveupptag i träden med eventuell obalans i växtnäringsförsörjningen som följd, (iv) förändringar i markfloran, (v) ökad nitratutlakning antingen pga. direkt tillförsel från nederbörden eller via en ökad nitrifikation.

#### **Exemplet Söderåsen**

Ett litet avrinningsområde på Söderåsen i Skåne har undersökts intensivt sedan 1984. Inom området finns fyra olika typer av skogliga ekosystem; 60-årlig granskog, 90-årig bokskog, hygge och ett al/björkkärr. Kvävedepositionen inom området är hög (ca 30 kg N ha<sup>-1</sup>år<sup>-1</sup>) och har sannolikt varit hög under flera decennier.

Förutom att avrinningen och växtnäringshalter i avrinningsvattnet mätts kontinuerligt i den bäck som avvattnar området så har vart och ett av de fyra skogliga ståndorterna undersökts med avseende på i

första hand kväve i kron dropp, förna, mark, markvatten, grundvatten och trädbestånd. Dessutom har denitrifikationen undersökts.

Man kan konstatera att kväveomsättningen skiljer sig märkbart mellan de fyra undersökta systemen och att den speciellt i granbeståndet, är påverkad av den höga depositionen. De hittills utförda undersökningarna kan sammanfattas.

- Kvävedepositionen till markytan, mätt som kron dropp, skiljer sig mellan ståndorterna på följande sätt; gran ( $20 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ) > bok (15) > hygge (10) > al/björk (8). Fördelningen mellan  $\text{NO}_3\text{-N}$  och  $\text{NH}_4\text{-N}$  är ungefär 1:1.
- Fallförnamängderna varierar kraftigt mellan år. Mängden "gröna barr" är i granbarrsförnan är förvånansvärt hög. Kvävemineraliseringen är långsam, de första två åren t.o.m. negativ i gran- och bokförnan, men mycket snabb i alförnan. Efter tre år har 75 % av alförnans kväveinnehåll mineraliserats.
- De gasformiga förlusterna uppvisar en stor rumslig och tidsmässig variation. Förlusterna är små ( $0.01\text{-}2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ) från hygget, gran- och bokbeståndet, men betydande ( $1\text{-}63 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ , med ett medeltall på  $28 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ) från al/björk-kärret.
- Nitrattransporten via mark- och grundvatten är anmärkningsvärt hög från gran- och bokbestånden. Transporterna varierar mellan ståndorterna på följande sätt; gran ( $\text{ca } 8 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ ) > bok ( $\text{ca } 6$ ) > hygge ( $\text{ca } 5$ ) > al/björk ( $\text{ca } <1$ ). De låga nitratflödena från de lägre markhorisonterna från i al/björk-kärret förklaras möjligen med den höga denitrifikationen.
- Den potentiella nitrifikationen från (laboratorieinkubationer) är låg i granbeståndet. Detta indikerar att det mesta av det i mark- och grundvattnet påträffade nitratet härstammar från den atmosfäriska depositionen. Den potentiella denitrifikationen är hög i al/björk-kärret.
- Bäckvattnets pH verkar styras av markvattnets pH i al/björk-kärret som bitvis omger bäckkanalen. På andra sidan är nitratflödet i bäcken av samma storleksordning som i hyggets, gran- och bokbeståndens markvatten. Från en hydrologisk utgångspunkt är detta motsägelsesfullt. Fortsatta undersökningar koncentreras på att försöka ge svar på denna fråga.

## NITROGENOMSETNING OG NITROGENBALANSE I JORDBRUK

Gotfred Uhlen  
 Institutt for Jordfag, NLH

I global sammensetning kan bundet nitrogen produsert ved biologiske og kjemiske prosesser, bare fjernes ved denitrifikasjonsprosesser, som  $N_2$ .

Globalt terrestrisk (for landarealene):  
 $N(\text{jord}) \rightarrow N(\text{hav}) \leftarrow N(\text{luft}) \leftarrow N(\text{jord})$

For jordbruket kan en ta utgangspunkt i:

1) et totalregnskap eller 2) regnskap som går på arealbasis.

De N-mengder som føres bort fra garden i melk, kjøtt, korn og grønnsaker er små sammenlignet med tilførslene i kunstgjødsel og importert kraftfôr. For dansk jordbruk er (Hansen 1989) beregnet en generell utnyttelse av N på 15-20%. Ved ensidig planteproduksjon 60%.

Svakheten ved slike beregninger er at de N-mengder som teoretisk skulle vært tilbake i avlingsrester, halm og husdyrgjødsel, enten ikke har effekt som gjødsel, eller også at dette nitrogenet allerede er gått tapt. Plantedyrkerne er henvist til å handle ut fra den aktuelle N-tilstand og N-balanse på de enkelte jordstykker/skifter på gården for å få en tilstrekkelig avling og dermed økonomisk utbytte. Regnskap på arealbasis (2) blir anderledes enn et totalregnskap for jordbruket under ett (1).

I tabellen (Svensson og Uhlen 1990) er gitt noen tall for N-omsetning for et dekar middels norsk dyrket jord, ved middels husdyrhold og plantedyrking. Flere av tallverdiene er selvsagt svært usikre. I tillegg kommer at variasjonene er så store at middeltall har en svært begrenset verdi.

Tabell 1. Anslåtte tall for N-omsetning på et dekar dyrket jord i Norge:

Tilførsler		Bortførsler	
Mineralisering	5-10 kg	Assimilering	5-10 kg
Husdyrgjødsel (maks. nyttbart 3-4)	7	I avlingene	12
		NH <sub>3</sub> -tap	2-4
Kunstgjødse Nedbør	12	N <sub>2</sub> + NO <sub>x</sub> (N <sub>2</sub> O)	1-2
N-fiksering	1	Utvasking	2-5

Etter disse anslagene "går regnskapet opp" forutsatt at den årlige frigjøring av N fra jordas organiske reserver og planterester er i likevekt med en årlig assimilering i ny biomasse i jorda. Dette behøver slett ikke å være tilfelle. Ved grasdyrking og store tilførsler av organisk stoff kan en ha en økning i humusinnholdet, mens en over flere tiår vil ha nedgang ved ensidig åpen åkerdrift.

Gassformige tap.      NH<sub>3</sub>-tap  
                                  Denitrifikasjon  
                                  Tap fra planter

Fra husdyrgjødsel skjer NH<sub>3</sub>-tap i fjøs og ved lagring og særlig etter spredning på jordarealene (ved uttørking og ved frysing). Fra kunstgjødse er det ubetydelig tap, unntatt ved bruk av urea eller flytende NH<sub>3</sub>. Norsk jord er dessuten stort sett sur, pH under nøytralpunktet.

Norske tap av NH<sub>3</sub>-N fra husdyrgjødsel er beregnet til 22.5 mill. kg N (Buijsman et al 1987) og av SFT (1989) til 34 mill. kg N (hovedsakelig fra husdyrgjødsel). SFTs tall er like stort som det totale innhold av ammonium i all husdyrgjødsel, noe som betyr at slik gjødse vil være uten N-gjødseeffekt. I forsøk, også flerårige, tilsvarer denne effekten omtrent innholdet av NH<sub>4</sub>-N, ca halv effekt sammenlignet med kunstgjødse. De resterende 50% vesentlig har fysisk effekt.

Det er påvist tap av N-forbindelser, sannsynligvis ammoniakk, direkte fra plantene. Danske forsøk har sannsynliggjort store tap fra byggplanter på et seint utviklingsstadium (Schjørring et al 1989).

Denitrifikasjon blir behandlet av L. Bakken.

Avrenningstap      Nedvasking --> utvasking  
                           Overflateavrenning

Utvasking av N kan ikke beregnes, bare måles, men er påvirket av de øvrige poster i regnskapet foran.

Avrenningsmønsteret fra dyrket mark har direkte betydning for N-lekkasjene. Vannoverskuddet kan renne av på overflaten, eller sige ned, infiltreres i jorda og ledes vekk i grøftesystemer eller ved grunnvannsig. Storparten av N-avrenning vil være i form av nitrat i sigevann/grøftevann. Innhold av  $\text{NH}_4\text{-N}$  synes å være lite i grøftevann fra jordbruk.

I feltlysimeterforsøk 1974-81 Ås, 20 m parseller, fall 1:20, utgjorde overfl. vann 40% og sigevann 60% (Uhlen 1989). Over 90% av avrent mengde total-N fra kornparseller var i grøftevannet (Total-N =  $\text{NO}_3\text{-N}$  +  $\text{NH}_4$  + 10-15%), mens tapene av total-P og  $\text{PO}_4\text{-P}$  var ca dobbelt så store i overflatevann som i grøftevann.

Dersom en stor del av vannoverskuddet i jordbruket renner av på overflaten, f.eks. ved snøsmelting, vil de totale utvaskingstap av N bli redusert. Vi mangler ellers tall for overflateavrenning fra ulike distrikter og terrengforhold.

Nitrogenavrenning fra landbruksareal kan i blant skje vår og forsommer etter gjødsling, men før planteveksten har tatt opp store mengder nitrogen. I slike tilfeller kan konsentrasjonen av nitrogen i grøftevannet bli svært stor, men ofte er vannmengdene små, i mm avrent grøftevann. På mange jordarter skal det videre relativt store sigevannsmengder til for å transportere nitraten helt ned til grøftene.

Utvasking av N etter vekstperioden, noe som i hvertfall under Østlandsforhold har størst betydning, kan føres tilbake til følgende 3 forhold:

- a Restnitrat, dvs. gjødselnitrogen som ikke er tatt opp av årets vekst. Særlig etter tørkesomme med misvekst.
- b Rask nedbryting av N-rike planterester etter årets avling. Særlig fra vekster som høstes tidlig, eks. grønnsaker og tidligpotet. Belgvekster som kløver, gir N-rike planterester. Tidlig høstpløying av grasareal gir økt N-omsetning.

- c Nedbryting av de mer varige humusstoffer gir frigjøring av ammonium-N som nokså raskt går over til nitrat.

Ved bruk av  $^{15}\text{N}$  er i mange lysimeterforsøk funnet at bare en mindre del, f.eks. 5-10% tilført N, er blitt vasket ut. Dette representerer bare en del av den totale N-utvaskning, som også inkluderer tap fra frigjort N i jorda gjennom året.

I forsøk med god plantevekst og stor N-utnytting, dvs. over 50%, blir tapene av tilført N små, da fra 10 til 40-50% av tilført N kan være tilbake i jorda i organiske forbindelser. Dette restnitrogenet etter gjødsling synes i følge langvarige norske forsøk å ha en midlere biologisk nedbrytningstid på 15 år.

#### LITTERATUR

- Buijsman, E., H.F.M. Maas and W.A.H. Asman. 1987. Anthropogenic  $\text{NH}_3$  emissions in Europe. Atmospheric Environment. Vol 21, 1009-1022.
- Hansen, J.F. 1989. Nitrogen balance in agriculture in Denmark and ways of reducing the loss of nitrogen. In management systems to reduce impact of nitrates. Ed. J.C. Germon. Commission of the Europe Communities. Elsevier Suppl. Sci.
- Schjørring, J.K., N.E. Nielsen, H.E. Jensen and A. Gottschau, 1989. Nitrogen losses from fieldgrown spring barley plants as affected by rate of nitrogen application. Plant and Sol. 116: 167-175.
- SFT, 1989. Nitrogen som bidragsyter til forsuring. Rapp. 351/89. TA 676/89, 25 s.
- Svensson, B. og G. Uhlen. 1990. Nitrogenomsetningen i landbruket. Utredning fra Inst. for jordfag, 64 s.
- Uhlen, G. 1989. Nutrient leaching and surface runoff in field lysimeters in a cultivated soil. Nutrient balances 1974-81. Norwegian Jour. Agri. Sci. 3: 33-46.

## NITROGENOMSETNING I VÅTMARKER

Siegfried Fleischer  
Länsstyrelsen, Halmstad, Sverige

De undersökningar som under 1980-talet genomfördes i Kattegatt inom projektet "Eutrofiering i marin miljö", med tyngdepunkt på området vid Laholmsbukten, visade att minst en halvering av nitrogentillförseln var nödvändig för att en förbättring skulle ske (Rosenberg et al, 1990). Projektet "Markanvändning - vattenkvalitet" startades 1985 med uppgiften att beskriva nitrogentransporterna i Laholmsbuktens tillrinningsområde (10.100 km<sup>2</sup>) och föreslå åtgärder som skulle leda till en halverad nitrogentransport till kustvattnet (Fleischer et al, 1987, 1989). För att nå detta mål genom att minska punktutsläpp och läckage visade det sig bli nödvändigt att genomföra 80% nitrogenreduktion i alla kommunala reningsverk, samt att minska läckaget i jordbruket så kraftigt att det endast skulle vara möjligt om jordbruksområdena beskogades. Dessutom var det nödvändigt att halvera nitrogentransporten från skogsområdena.

Vi bedömde det som mindre troligt att man i realiteten skulle kunna genomföra så drastiska åtgärder, och ställde frågan vilka ytterligare möjligheter som fanns. Utöver minskning av läckage och utsläpp från punktkällor var den enda möjligheten att öka bortgången av nitrogen under transporten till havet. Att sjöar och våtmarker kan fungera som närsaltfällor är känt, och i det moderna jordbrukslandskapet är våtmarkerna till stor del utdikade och vattendragen utträdade och kulverterade. Vilken potential för nitrogenreduktion finns det i restaurering av våtmarker?

Vi undersökte retentionen av nitrogen i slutet på 1980-talet på budgetbasis i ett antal sjöar och våtmarker. Vi såg det som viktigt att jämföra retentionen per ytenhet i de olika våtmarkerna eftersom procentuella tal skulle kunna vara missvisande. En liten våtmark med stor nitrogenbelastning skulle kunna få låg procentuell retention, även om våtmarken per ytenhet skulle vara mycket effektiv. På den andra sidan skulle en liten nitrogenbelastning på en mycket stor våtmark ge hög procentuell retention trots en liten effekt per ytenhet.

Vi fann ett starkt samband mellan belastning och retention i de studerade våtmarkerna och lade även in litteraturdata i detta samband (Fleischer et al, 1989, Fleischer & Stibe 1990). Om man känner nitrogentillförseln kan man med den erhållna modellen uppskatta retentionen i en våtmark som skall restaureras. Restaurering av



våtmarker är en billig metod och måste ingå som en väsentlig del i en kostnadseffektiv minskning av nitrogentransporten till kustvattnet (Andréasson-Gren et al 1990). I det projekt som nu genomförs i Halmstadsområdet (med bidrag från Statens naturvårdsverk) restaureras våtmarker i fullskala för att ge praktisk erfarenhet och möjlighet att testa uppställda hypoteser (Fleischer et al, in print). Dessutom genomförs en treårlig studie av nitrogenretentionen i skogliga våtmarker (med stöd från WWF) och i det kustnära området inventeras potentiella våtmarker (med stöd från Brita och Sven Rhamns stiftelse).

### Referanser

- Andréasson-Gren, I-M., Fleischer, S., Stibe, L. 1991. Can we implement a cost efficient nitrogen reduction to the Laholm Bay? *Ambio*, in print.
- Fleischer, S., Hamrin, S., Kindt, T., Rydberg, L., & Stibe, L. 1987. Coastal Eutrophication in Sweden: Reducing Nitrogen in Land Runoff. *Ambio* vol. 16, no. 5.
- Fleischer, S., Andréasson, I-M., Holmgren, G., Joelsson, A., Kindt, T., Rydberg, L & Stibe, L. 1989. Markanvändning - vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens tillrinningsområde. Länsstyrelsen i Hallands län. Medd. 1989: 10. ISSN 0349-1412.
- Fleischer, S. & Stibe, L. 1990. Drainage basin management - reducing river transported nitrogen. *Verhandl. Internat. Verein. Limnol* 24.
- Fleischer, S., Leonardson, L. & Stibe, L. In print. Restoration of wetlands as a means for reducing nitrogen transport to coastal waters. *Ambio*.
- Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G. & Dahlin, H. 1990. Marine Eutrophication Case Studies in Sweden. *Ambio* vol 19, no. 3

## NITROGEN SOM BIDRAGSYTER TIL FORSURING AV OVERFLATEVANN

Arne Henriksen  
Norsk institutt for vannforskning  
Postboks 69, Korsvoll  
0808 Oslo 8

### Bakgrunn

Forurenset luft og nedbør inneholder mye nitrogen i form av nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) og ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). I de forsurede områder i Sør-Norge er tilførselene av nitrogen med nedbøren idag 20-30% høyere enn tilførselene av svovel. Det relative forholdet mellom svovel og nitrogen har økt siden 1980, dvs. at det relativt sett kommer mer nitrogen enn svovel med nedbøren nå enn før. Dette skyldes i hovedsak to forhold: 1. Nedbørens innhold av ammonium har økt, og 2. Innholdet av svovel i nedbøren har gått noe ned de siste årene.

Nitrogen er gjødsel for vegetasjonen. Normalt vil derfor det meste av nitrogenet som tilføres gjennom nedbør og tørravsetninger tas opp av trær og planter. Derfor er det sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn vegetasjonen kan bruke, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrationet vil da virke forsurende på samme måte som sulfat gjør.

Hvis nitrogenforbindelsene ikke tas opp av jorda, er det de kjemiske forbindelsene nitrogenet foreligger i som avgjør hvilke effekter det vil ha på avrenningsvannet (figur 1.) (Reuss og Johnson, 1986). Tilføres nitrogenet som salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ), vil en like stor (ekvivalent) mengde basekationer ( $\text{M}^+$ ) bli ført ut, og  $\text{NO}_3^-$ -ionet vil gå gjennom systemet (figur 1a, høyre side). Nitrat vil da virke forsurende på samme måte som sulfat. Hvis nitrationene derimot tas opp av planter og mikroorganismer, vil det frigjøres et  $\text{OH}^-$ -ion. Dette vil nøytralisere  $\text{H}^+$ -ionet som ble tilført sammen med  $\text{NO}_3^-$ -ionet, og en vil ikke registrere noen effekt i avrenningsvannet.

Hovedmengden av nitrogenet i nedbøren tilføres i omtrent like store mengder ammonium og nitrat, dvs. som ammoniumnitrat ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ). Figur 1 illustrerer de muligheter som foreligger (Reuss og Johnson, 1986). Hvis ammoniumet tas opp av planter eller mikroorganismer (dvs. at ikke skjer noen nitrifikasjon (figur 1 venstre side)), frigjøres det et  $\text{H}^+$ -ion. Dette kan så sammen med nitrationet betraktes som om det ble tilført et mol  $\text{HNO}_3$  for hvert mol tilført  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . Da vil dette virke på samme måte som skissert i figur 1a. Hvis ammoniumet derimot

nitrifiseres, dvs. at det oksideres til nitrat i jorda, må en se på høyre side i figur 1b. I dette tilfelle frigjøres det to  $H^+$ -ioner under oksidasjonsprosessen, slik at den totale effekt er som om det tilføres to mol  $HNO_3$ . Igjen foreligger det to muligheter: 1. Hvis alt nitrat nyttiggjøres av planter og mikroorganismer, blir det normalt ingen forsurening. 2. Hvis derimot alt nitrat renner gjennom, fører dette til en forsurening som er dobbelt så stor som fra salpetersyre alene. Dette viser at ammonium kan virke like forsurende som nitrat. Tilførsler av like mengder ammonium og nitrat gjennom nedbør og tørravsetninger kan derfor i værste fall gi dobbelt så mange mobile anioner som salpetersyre alene. Nedbøren i Sør-Norge har derfor et forsureningspotensiale som er to ganger så stort som sulfat. En tilstand der jorda ikke lenger har bruk for noe nitrogen, og der bundet nitrogen i jorda oksideres til nitrat, vil derfor ha meget store følger for forsureningsforholdene i avrenningsvannet.

### Nitrogenforsuring i Norge idag

Betydningen av nitrat for forsurening av innsjøer og elver kan illustreres med forholdet mellom konsentrasjonen (i vannmassen) av nitrat og summen av nitrat og sulfat (i uekv/l) (Henriksen og Brakke, 1988):  $R = NO_3 / (SO_4 + NO_3)$ .

Dette forholdet uttrykker nitrationsnets bidrag til forsureningen i vannet. Hvis det tilføres omtrent like mengder svovel og nitrogen gjennom nedbøren (slik som i store deler av Norge), og hverken svovel eller nitrogen blir tatt opp i nedbørfeltet, og alt ammonium blir overført til nitrat, vil dette forholdstallet være 0.50. I mange vassdrag i Sentral-Europa er dette forholdstallet meget høyt, og dette tyder på at lite nitrogen idag tas opp i nedbørfeltene i disse områdene. I Norge er foreløpig forholdstallet nær 0 på Østlandet og fra og Møre og Romsdal og nordover, men i de sørligste og vestligste fylkene er forholdstallet høyere, opp til ca. 0.3. Dette betyr at opp til 60% av nitrogenet som tilføres med nedbør og tørravsetninger renner ut i vassdragene som nitrat. Den såkalte "1000-sjøers-undersøkelsen" som ble gjennomført i 1986 (Henriksen et al., 1988) viste at i de samme områdene var nitratinnholdet i innsjøene nesten fordoblet siden 1974. I den samme perioden var økningen i nitrogendeposisjon liten. Disse observasjoner kan tyde på at jorda tar opp mindre nitrogen enn før i disse områdene, og nitrogen vil derfor bidra mer til forsureningen enn før. Hvis nitratnivåene på Sørlandet holder seg på samme nivå eller øker videre, vil dette motvirke den forventede positive effekten av de reduserte tilførsler av svovel.

Nitrogenets forsureningspotensiale er, som nevnt ovenfor, større enn dagens bidrag fra svovel. Det er derfor viktig å få avklart den potensielle betydning for forsureningsutviklingen som ligger i de luftbårne nitrogenforbindelsene. Å forutsi den fremtidige lekkasje av nitrogen fra jorda er meget vanskelig. Det foreligger idag ingen forsureningsmodeller som inkluderer sammenheng

mellom jordforsuring og nitrogenopptak. Det finnes ikke tilstrekkelig med informasjon for å formulere en prognosemodell for jordforsuring der nitrogen er inkludert. Prognoser for fremtidig forsuring av jord og vann og forsuringens reversibilitet er alle basert på empiriske antagelser om nitrogenets fremtidige rolle. Hele problemstillingen omkring nitrogenets betydning for skogsjord er utgangspunktet for det europeiske NITREX-prosjektet (Nitrogen saturation experiment). Prosjektets målsetting er å studere nitrogenets fremtidige rolle ved forsuring av jord og vann ved å tilføre nitrogen til eller fjerne nitrogen fra nedbør som faller i avgrensede nedbørfelt og skogfelt langs en gradient i nitrogendeposisjon i Europa. NITREX er et fellesprosjekt der det deltar institusjoner fra Norge, Sverige, Nederland, Tyskland og England. Prosjektet støttes finansielt av the Commission of European Communities - Science and Technology for Environmental Protection (STEP). Den vitenskapelige koordineringen er tillagt NIVA.

### **Klimaendringer**

Den økte tilførselen av såkalte varmeabsorberende gasser, i første rekke karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ), kan gi opphav til globale klimaendringer som høyere gjennomsnittstemperatur og økte nedbørmengder. En høyere middeltemperatur kan føre til økt nedbrytning av organisk materiale som er lagret i jorda og frigjøre bl.a. nitrogen. Økt nitrogenavrenning kan som nevnt føre til økt forsuring av jord og overflatevann, skader på barskog og økt eutrofiering av ferskvann og marine resipienter.

Modellberegninger indikerer at et samspill mellom klimaendringer og sur nedbør kan ha betydelige virkninger på økosystemene. Hvis atmosfærisk tilført nitrogen og nitrogen frigjort ved nedbrytningsprosesser ikke tas opp i vegetasjonen, vil innholdet av nitrat, syre og aluminium i innsjøer og vassdrag kunne øke betydelig. Dette vil øke forsuringsskadene på fisk og andre akvatiske organismer og videre gi en betydelig økning av nitrogentilførselen til fjorder og kystfarvann. I marine områder kan klimaendringene først og fremst resultere i en aksellerert eutrofiering med økt produksjon og nedbrytning av alger.

Nitrogenbudsjettet for Kristiansandsfjorden illustrerer hvilken betydning klimaendringer kan ha for tilførselen av nitrogen fra terrestriske kilder (figur 3.) (Hindar et al 1989, og Gulbrandsen et al., 1990). Idag utgjør nedbør direkte på vannoverflater og avrenning fra skog og heiområder anslagsvis 40% av den totale nitrogentilførselen til Kristiansandsfjordens overflatelag. Klimaendringer kan føre til økt avrenning av nitrogen fra skog og heiområder på grunn av lavere næringsopptak av atmosfærisk tilført nitrogen og økt nedbrytning av organisk materiale. Modellberegninger antyder at nitrogenbelastningen til Kristiansandsfjorden i værste fall kan to- til tredobles under ugunstige utviklingsforhold.

## Konklusjoner

Nitrogen er en naturlig forekommende ressurs som finnes i alle deler av vårt miljø, men når tilførslene blir større enn naturen kan tåle blir nitrogen et miljøproblem. Det er idag klare indikasjoner på at de økte nitrogentilførslene seiler opp som et av de store internasjonale miljøproblemene når det gjelder forsuring av jord og ferskvann, samt eutrofiering i både ferskvann og sjøvann. Nitrogen i form av  $N_2O$ -gass bidrar dessuten til den såkalte drivhuseffekten, et globalt miljøproblem.

Nitrogenets kretsløp er komplisert og påvirkes av en rekke faktorer. Det er et stort behov for å oppgradere kunnskapene om omsetning av nitrogenforbindelser i jord og vegetasjon. Betydningen av nitrogen for forsuringsforholdene i de sterkest rammede vassdragene på Sørlandet bør fastlegges nærmere, særlig fordi effektene av reduserte svovelutslipp kan motvirkes av den økende avrenningen av nitrogen som er registrert i disse områdene.

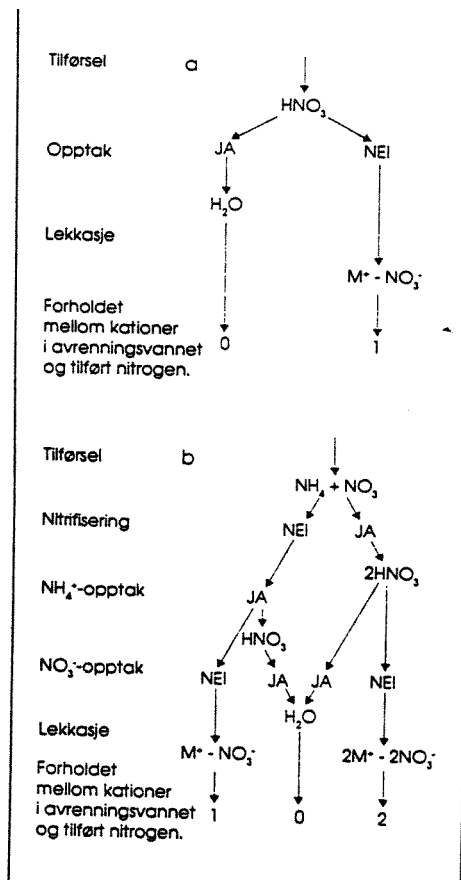
## Henvisninger

Reuss, J.O and D.W. Johnson (1986). Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Springer Verlag, N.Y.

Henriksen, A., L. Lien, T.S. Traaen, I.S. Sevaldrud and D.F. Brakke (1988). Lake acidification in Norway - Present and predicted status. *Ambio* 17: 259-266.

Hindar, A, K. Næss og J. Molvær (1989). Betydningen av sur nedbør for økte nitrogen-tilførsler til fjorder. Rapport O-88035, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

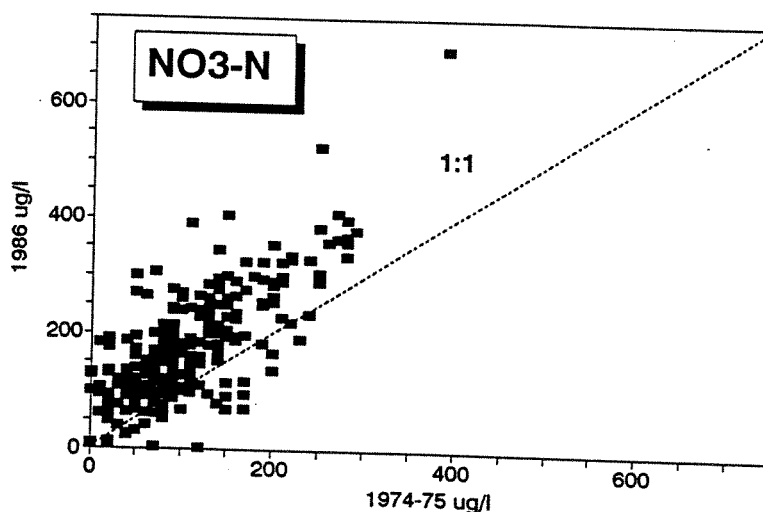
Gulbrandsen, R., T. Bakke, M. Grande, D. Hessen, R. Konieczny, J. Magnusson og R.F. Wright (1990). Klimaendringer - effekter på akvatisk miljø. Rapport O-89258, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.



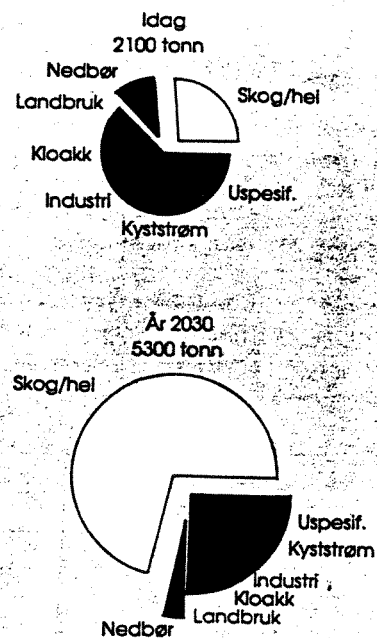
Figur 1. Forsuringseffekter på grunn av tilførte nitrogenforbindelser.

a) ved tilførsel av salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ).  
b) ved tilførsel av ammoniumnitrat ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ).

(etter Reuss og Johnson, 1986).



Figur 2. Nitratkonsentrasjoner i innsjøer på Sørlandet prøvetatt både i 1974-75 og i 1986. Konsentrasjonene har åpenbart blitt fordoblet over denne 12-års perioden på tross av relativt konstant nitrogendeposisjon i samme periode (fra Henriksen et al. 1988).



Figur 3. Nitrogenbudsjettet for Kristiansandfjorden ved en spesifisert klimaendring, sammenliknet med dagens nitrogen-budsjett (fra Gulbrandsen et al., 1990).

**RETENSJON AV NITROGEN I INNSJØER, ELVER OG BEKKER -  
MED SÆRLIG VEKT PÅ DENITRIFIKASJON.**

Bjørn Faafeng

Norsk Institutt for Vannforskning

Tiltak mot forurensning fra husholdninger og industri har høy prioritet, men vil bare løse en liten del av problemet med N-tilførsler til den norske Nordsjøkysten. Nitrogen tilførsler fra spredt bebyggelse, diffus avrenning fra landbruksaktiviteter og en stadig økende "bakgrunnsavrenning" av langtransportert nitrogen utgjør omlag halvparten av norske N-tilførsler til Skagerrak og er vanskelige å redusere ved kilden.

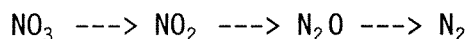
Vassdragenes eget potensiale for "selvrensing", dvs. prosesser som hindrer nitrogenkomponenter i å komme fram til havet, er en faktor som vi bare har fragmentarisk kunnskap om. I denne presentasjonen gis en oversikt over hvilke prosesser som er aktuelle og hvilken størrelsesorden disse kan ha. Det blir også diskutert forskjellige metoder for å måle slike prosesser og hvilke forhold som avgjør prosessenes hastigheter.

### Prosesser

De viktigste prosessene for retensjon av nitrogen i vassdrag er:

- assimilasjon (opptak) i vegetasjon og i alger og mikroorganismer som sedimenterer
- sedimentasjon av andre N-holdige partikler
- denitrifikasjon

Assimilasjon og sedimentasjon kan holde nitrogen tilbake i vegetasjon og bunnsedimenter om sommeren, men mye blir frigjort og spylt videre i vinterhalvåret. Dette kan likevel være av stor verdi for nedenforliggende resipienter fordi det kan hindre uønsket produksjon om sommeren. Denitrifikasjon fjerner nitrogenet varig ved at nitrogenet forsvinner til atmosfæren som  $N_2$ -gass:



Prosessene styres av forskjellige typer bakterier.

Omsetning av nitrogen i våtmarker omhandles i Fleischers innlegg og blir derfor ikke diskutert her.

### Innsjøer

Retensjon av fosfor i innsjøer kan beregnes enkelt ut fra formler for vannets oppholdstid i innsjøen. Sedimentasjon av nitrogen foregår ikke på samme måte. Bl.a. ser innsjøens trofinivå ut til å være av stor betydning. Målt nitrogenretensjon i innsjøer vil være en sum av sedimentasjon og denitrifikasjon. N-retensjon på 50% og mer er ikke uvanlig i næringsrike innsjøer. Årsaken til at retensjonen øker med økende trofinivå er at denitrifikasjonen i sedimentet og evt. i anaerobt bunnvann stimuleres ved lav oksygenkonsentrasjon og økende innhold av nitrat og organisk stoff.

Ved økende trofinivå øker også mulighetene for nitrogenfiksering. Verdier fra litteraturen viser at denitrifikasjonen normalt står for vesentlig større N-tap enn det som bindes ved  $N_2$ -fiksering.

### Bekker og elver

N-tap i rennende vann foregår ved alle tre prosesser som nevnt over. Nitrogentap pr. arealenhet i bekker og elver vil variere sterkt med miljøforholdene. I langsomtflytende vassdrag med moderat til sterk belastning kan denitrifikasjonen i sommerhalvåret ofte være større enn  $100 \text{ mgN/m}^2/\text{døgn}$ .

N-tapet på en elvestrekning i prosent av de totale tilførsler kan variere sterkt, avhengig av miljøforholdene og lengden på den aktuelle elvestrekning. For flere undersøkelser oppgis at 50% eller mer av nitrogenet som tilføres et vassdrag forsvinner før det når havet. Denitrifikasjon antas å være den viktigste prosessen i de fleste av disse undersøkelsene. I foredraget blir det diskutert hvilke forhold som fremmer denitrifikasjonen.

### Metoder for måling av N-tap (denitrifikasjon)

Følgende metoder er benyttet for måling av N-tap i vassdrag:

- massebalanse
- omsetning av N-isotoper
- acetyllen-blokkering av denitrifikasjon
- stoffprofiler og diffusjonshastigheter

Massebalansen for en innsjø eller elvestrekning kan enkelt måles som



differansen mellom tilløp og utløp av nitrogen. Studier av endring i forskjellige fraksjoner av nitrogen (total-N, partikulær-N, nitrat, nitritt, ammonium osv.) over en viss strekning eller over en viss tid kan, kombinert med måling av sedimentasjon og akkumulering i vegetasjon, gi informasjon om hastigheten av N-tap. Bruk av isotoper av nitrogen kan gi mer eksakte informasjoner om de forskjellige prosessene, men krever sofistikerte analysemetoder.

Hastigheten av denitrifikasjonsprosessen kan måles direkte ved bruk av isotoper eller ved den såkalte "acetyllen-metoden". Acetyllen blokkerer siste trinn i prosessen, der  $N_2O$  overføres til  $N_2$ . Mengden av  $N_2O$  som akkumuleres gir et mål for hastigheten på denitrifikasjonen. Prosessen kan måles i kammere som settes ned i sedimentet, i avstengte vannvolum eller ved inkubasjon av mer eller mindre intakte sedimentsøyler i laboratoriet.

$N_2O$ -konsentrasjonen kan også måles i gradienter i sediment og biofilmer vha. mikroelektroder som er utviklet ved Universitetet i Århus.

#### Faktorer som er nødvendige for denitrifikasjon

Følgende faktorer er nødvendige:

- anaerobe eller nær anaerobe forhold
- nitrogen på nitratform
- lett nedbrytbart organisk substrat

Prosessen er ofte begrenset av nitratkonsentrasjonen i det overliggende vannet. Det er også vist at prosessen i visse tilfeller kan være begrenset av tilgangen på organisk stoff. Dette gjelder spesielt rennende vann med liten organisk belastning. Prosessen er temperaturavhengig og øker lineært det aktuelle temperaturområdet.

Denitrifikasjon kan være nøye koblet med, og begrenset av, nitrifikasjon, i de tilfeller der nitrat finnes i svært lav konsentrasjon. Ved nitrifikasjon oksyderes ammonium til nitrat.

I sedimenter vil biogeokjemiske prosesser gjerne foregå i mer eller mindre avgrensede vertikale soner avhengig av oksygenkonsentrasjon, redokspotensial osv. Typisk finner vi aerob respirasjon i oksygenholdige overflatesedimenter, og deretter denitrifikasjon, sulfatreduksjon og metanproduksjon suksessivt i dypere sjikt ved lavere redoks-potensial.

### Praktiske konsekvenser

Redusert areal av vassdraget (kanalisering, drenering av våtmarker, senking av innsjøer) og endret substrat (steinsetting, bekkelukking, fjerning av vegetasjon) gir mindre aktiv overflate for de prosessene som bidrar til N-retensjon. I bl.a. Danmark og Sverige er det planlagt og tildels gjennomført store prosjekter med "vassdrags-restaurering" for å motvirke dette ved å gjenvinne vassdragets selvrensningsevne.

### Noen sentrale publikasjoner

- Billen, G., M. Somville, E. de Becker og P. Servais 1985. A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin. *Netherl. J. Sea Res.* 19(3/4): 223-230.
- Fleischer, S., I.-M. Andreasson, G. Holmgren, A. Joelsson, T. Kindt, L. Rydberg og L. Stibe 1989. Markanvändning - vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens tilrinningsområde. Länsstyrelsen i Hallands län medd. 10. 236 s.
- Hill, A.R. 1986. Nitrate transformations in rural streams. *Can. Water Res. J.* 11(1): 126-134.
- Jansson, M., L. Leonardson og U. Rönner 1986. Denitrifikasjon i landbrukslandskapetets rinnande vatten minskar kvävebelastningen på svenska kustvatten. *Vatten* 42(1): 25-32.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Rev.* 46(1): 43-70.
- Nielsen, L.P., P.B. Christensen, N.P. Revsbech og J. Sørensen 1990. Denitrification and oxygen respiration in biofilms studied with a microsensor for nitrous oxide and oxygen.
- Seitzinger, S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.* 33(4): 702-724.

## NITROGEN I DET MARINE MILJØ

Svein Kristiansen,  
Biologisk inst., UiO

Nitrogenholdige forbindelser er nødvendige bestanddeler av alle levende organismer. I mange kyst- og havområder setter tilgjengeligheten av nitrogen- og/eller fosforholdige forbindelser et øvre tak på mengden av organismer som kan vokse. Studier av omsetningen av nitrogen er derfor en viktig del av planktonøkologien i marine områder.

### Forbindelser og konsentrasjoner

Tabell 1 viser de mest vanlige nitrogenforbindelsene i sjøvann, og typiske konsentrasjonene av disse i et uforurenset område, Barentshavet, og et forurenset område, Oslofjorden. Andre forbindelser som f.eks. nitritt finnes også, men er ikke tatt med fordi de er antatt å være mindre viktige.

Tabell 1 De viktigste nitrogenforbindelsene i sjøvann

Nitrogen	Barentshavet ( $\mu\text{M}$ )	Oslofjorden ( $\mu\text{M}$ )
Nitrogengass	800-1000	800-1000
Nitrat	0-14	<20
Ammonium	0-2	<20
Urea-N	0-1	<14
Oppløst organisk N	<20?	<30?
Partikulært N	<8	<30

### Nitrogensyklus

Figuren viser nitrogensyklus i en meget forenklet form (Kristiansen 1987; Naturen 1987, nr. 6). En annen utgave av nitrogensyklus som også er meget forenklet, men som har med oppløst organisk nitrogen finnes i Legendre & Gosselin 1989; Limnol. Oceanogr. 34: 1374-1380. Internasjonalt er det en økende interesse for betydningen av oppløst organisk nitrogen.

I havet er det vanlig å skille mellom ny produksjon og regenerert produksjon. Regenerert produksjon er produksjon basert på næringsalter som frigjøres (regenereres) inne i den eufotiske sonen. Regenerert produksjon gir ingen netto produksjon eller overskudd.

Ny produksjon er produksjon basert på næringsalter som tilføres den eufotiske sonen utenfra (innblanding av næringsrikt dypvann, tilførsler fra land og fra atmosfæren). Over en viss tid vil ny produksjon være lik den produksjonen som eksporteres ut av systemet.

Andelen ny produksjon anslås ofte ut fra opptakshastigheten av nitrat, ammonium (og urea). Dette gjøres fordi det meste nitrogenet tilføres den eufotiske sonen som nitrat. En annen brukt metode er å måle sedimentering i bunnen av den eufotiske sonen.

Det foreligger en rekke mer eller mindre sikre overslag over hvor stor andelen av produksjon utgjør på årsbasis. Nyere verdier er 10-30% globalt,  $16 \pm 20\%$  i Oslofjorden og 33% i Barentshavet.

#### Enkelte viktige prosesser

Som nevnt finnes det flere forskjellige nitrogenkilder som planktonet kan assimilere. De viktigste er nitrat og ammonium, mens urea ofte er mindre viktig. Nitrogengass finnes i store mengder sjøvann, men er av minimal betydning for planktonvekst i våre farvann. I tillegg finnes det andre mindre viktige nitrogenkilder som f.eks. aminosyrer og nitritt. Planktonet foretrekker å assimilere ammonium, og det er vist en rekke ganger at ammonium kan redusere nitratopptaket både i åpent hav og i kystområder, f.eks. i Barentshavet og i Oslofjorden.

Tidligere antok man at det var planteplanktonet som assimilerte nitrogen. I 70-80-årene ble man klar over at bakteriene var i en mellomstilling ("microbial loop"). Avhengig av substrates sammensetning vil bakteriene assimilere eller skille ut nitrogenholdige forbindelser. Metabolitter fra planteplankton er et viktig substrat for bakterievekst. Disse metabolittene inneholder vanligvis lite eller intet nitrogen. Bakteriene er derfor ofte forbrukere av næringsalter. Hvis det er lite næringsalter i vannet kan det dermed oppstå en konkurransesituasjon om næringsalter mellom planteplankton og bakterier.

Om sommeren er vanligvis biomassen lav og det er lite oppløste næringsalter i den eufotiske sonen i våre kyst- og havområder. Det

ser imidlertid ikke ut som om veksthastigheten til planteplanktonet er vesentlig redusert på grunn av mangel på næringsalter. Systemet er trolig nær balanse. Planteplankton og bakterier assimilerer næringsalter som senere frigjøres (regenereres) ved beiting og som assimileres på nytt. Resultatet er at biomassen og næringsaltene holdes på et lavt nivå hele tiden. Mikrodyrplanktonet (mindre enn 0.2 mm) står trolig for det meste av regenereringen av næringsalter.

Nitrogen kan gå tapt fra systemet som nitrogengass (dinitrogen) ved denitrifisering, en bakteriell prosess som er viktig i oksygenfattig miljø. Denitrifisering er en særlig aktiv prosess i sediment, men foregår også i oksygenfattige vannmasser. Prosessen er trolig av mindre betydning i våre farvann fordi vi har få grunne områder, men kan tenkes å være en lokal betydning. feks. ved elveutløp og i forurensningssammenhenger.

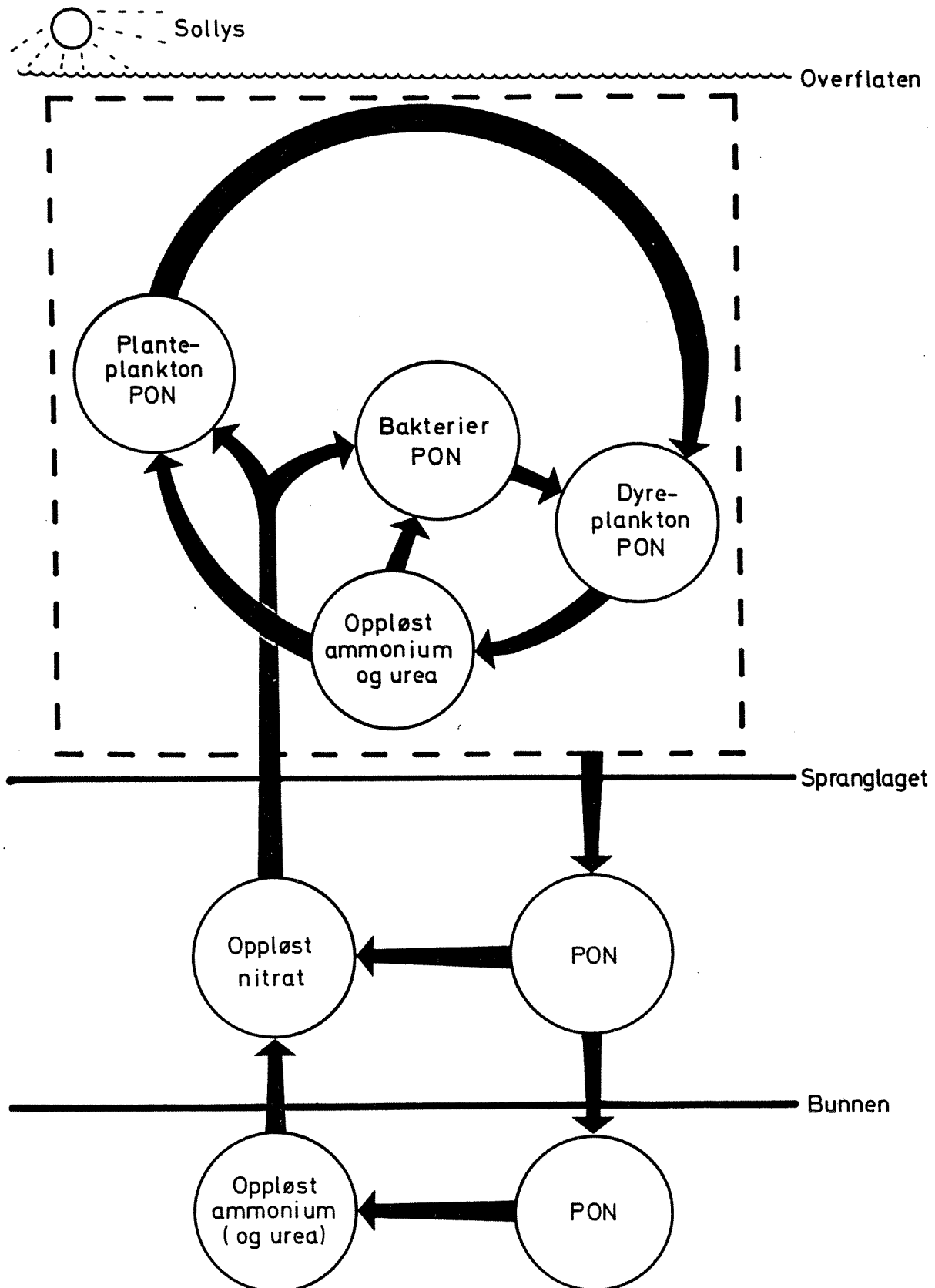
### Forurensning

Nitrogen tilføres det marine miljøet fra elver, avrenning fra land og nedbør. Økt tilførsel av nitrogen og andre næringsalter, vesentlig fosfor, kan føre til høy og uønsket vekst av bl.a. alger (eutrofiering). De indre delene av Oslofjorden har det tidvis vært høye planteplanktonmengder som opplagt skyldes eutrofiering.

I de senere årene er man blitt klar over at næringsalts sammensetningen kan være "skjev" i eutrofe vannmasser. Normalt er N:P-forholdet lik 16 på atombasis (Redfield). I eutrofe vannmasser kan dette forholdet komme opp i flere hundre. Det er blitt påstått at oppblomstringer av skadelige (giftige) alger i Kattegat og i Skagerrak kan skyldes en slik "skjev" næringsalts sammensetning. I et pågående forskningsprogram ("Skadelige alger") blir det lagt ned en betydelig innsats for å finne ut hvor vanlig en slik "skjev" næringsalts sammensetning er, og hvilke konsekvenser den kan ha.

### Forskningsbehov

- Betydning av de forskjellige nitrogenkildene.
- Ny produksjon av regenerert produksjon.
- Regenerering av nitrogen.
- Konkurransen om nitrogen mellom planteplankton og bakterier.
- Betydningen "skjev" næringsalts sammensetning. Nitrogen og fosfor bør studeres i sammenheng.
- Oppløst organisk nitrogen.
- Denitrifisering, spesielt i forbindelse med forurensning.



Figur 1. Forenklet oversikt over nitrogenkretsløpet i marint plankton. Det korte kretsløpet foregår inne i den stiplede boksen. PON = partikulært organisk nitrogen. Se tekst for ytterligere forklaring.

## **Deltakere og deltakende institusjoner:**

Det Norske Meteorologiske Institutt:	Trond Iversen
Det Norske Skogselskap:	Birger Braadland Per Rognerud
Direktoratet for Naturforvaltning:	Terje Klokk Else Løbersli
Institutt for Bioteknologiske fag, NLH:	Lars Bakken Peter Botterweg Bishal Sitaula
Institutt for Husdyrfag, NLH:	Odd M. Harstad
Institutt for jordfag, NLH:	Ingard Blakar Jens-Olaf Englund Karl Jan Erstad Helge Lundekvam Godtfred Uhlen
Jordforsk :	Arnor Njøs Roger Roseth Nina Syversen Nils Vagstad
Landbruksdepartementet:	Eivind Berg Ivar Ekanger Anders Leine
Nasjonalkomiteen for Miljøvernforskning:	Kirsten Broch Mathisen Jarle Nygard
Norges Allmenvitenskapelige Forskningsråd:	Rune Halvorsen Tom Skyrud
Norges Bondelag:	Finn Edland Stein Runar Olsen
Norges Landbruksvitenskapelige Forskningsråd:	Tor Fodstad
Norges Skogeierforbund:	Sverre Thoresen Øystein Aasaaren
Norsk Hydro:	Espen Hoell Ola Kaarstad
Norsk Institutt for Luftforskning:	Jørgen Schjoldager Arne Semb
Norsk Institutt for Naturforskning:	Hans Mack Berger Eli Fremstad John Atle Kålås
Norsk Institutt for Skogforskning:	Finn Brekke Petter Nilsen Arne Stuanes

**Norsk Institutt for Vannforskning:**

**Bjørn Faafeng  
Arne Henriksen  
Dag Hessen  
Jarle Molvær  
Bjørn Olav Rosseland  
Dick Wright**

**Statens Forurensningstilsyn:**

**Viggo Kismul  
Torill Kongsness  
Jens Erik Pettersen  
Dag Rosland  
Gunhild Stugaard  
Morten Svelle  
Erling Vindnes**

**Statens Tilsynsinstitusjoner i Landbruket:**

**Sveriges Lantbruksuniversitet:**

**Universitetet i Oslo, Biologisk Inst.:**

**Hans Fredrik Mørk  
Kaj Rosén**

**Thorvin Andersen  
Aud Berglen Eriksen  
Svein Kristiansen**

**Universitetet i Trondheim, AVH:**

**Ann Marie Odasz  
Eiliv Steinnes**



## **Adresser**

Det Norske Meteorologiske Institutt	Pb. 43 Blindern, 0313 Oslo 3
Det norske Skogselskap	Wergelandsveien 23 B, 0167 Oslo 1
Direktoratet for Naturforvaltning	Tungasletta 2, 7004 Trondheim
Direktoratet for Statens Skoger	Pb. 8135 Dep. 0033 Oslo 1
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt	Pb. 1870 Bergen, Nordnes
Institut för Skogsekologi	Sveriges Landbruksuniversitet P.O.Box 7001 S-750-07 Uppsala
Institutt for bioteknologiske fag	Pb. 40, 1432 Ås-NLH
Institutt for jordfag	Pb. 28, 1432 Ås-NLH
Institutt for husdyrfag	Pb. 25, 1432 Ås-NLH
Jordforsk	Pb. 9, 1432 Ås-NLH
Landbruksdepartementet	Pb. 8007, Dep. 0030 Oslo 1
Länstyrelsen i Hallands län	30186 Halmstad, Sverige
Miljøverndepartementet	Pb. 8013 Dep., 0030 Oslo 1
Nasjonalkomiteen for Miljøforskning	Sandakerveien 99, 0483 Oslo 4
Norges Allmennvitenskapelige Forskningsråd	Sandakerveien 99, 0483 Oslo 4
Norges Landbruksvitenskapelig Forskningsråd	Pb. 8154 Dep., 0033 Oslo 1
Norsk Hydro	Bygdøy allé 2, 0257 Oslo 2
Norsk Institutt for Luftforskning	Pb. 64, 2001 Lillestrøm
Norsk Institutt for Skogforskning	Pb. 61, 1432 Ås - NLH
Norsk Institutt for Vannforskning	Pb. 69 Korsvoll, 0808 Oslo 8
Statens Forurensningstilsyn	Pb. 8100 Dep., 0032 Oslo 1
Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo Avd. for Marin Botanikk	Pb. 1069 Blindern, 0316 Oslo 3

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo  
ISBN 82-577-1959-5