

Ubalanse i nitrogenkretsløpet — generell oversikt

Av Dag O. Hessen

Dag Hessen er forskningsleder ved Norsk institutt for vannforskning.

Innlegg holdt på fagtreff i Norsk Vannforening 12. oktober 1992.

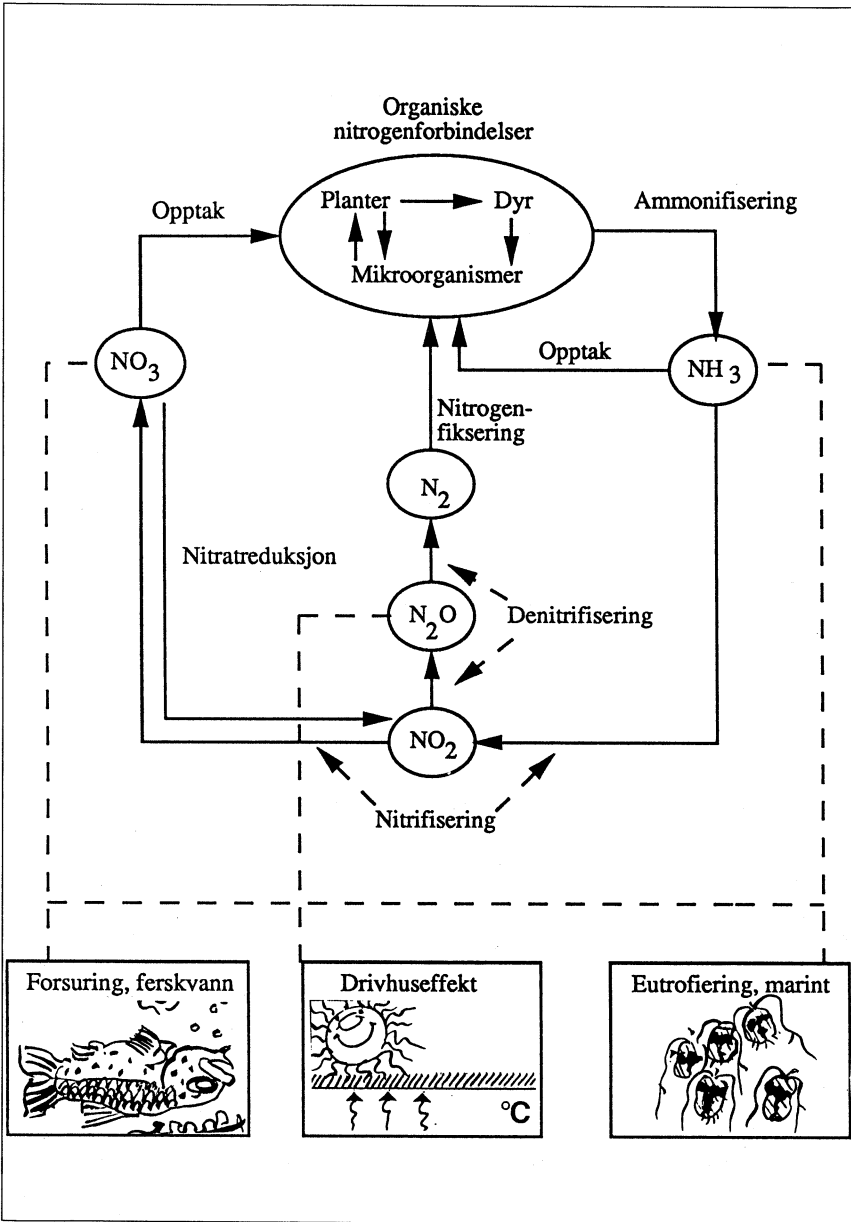
Innledning

Menneskeskapte forstyrrelser i de globale, biogeokjemiske kretsløp representerer kanskje vår største miljøutfordring. Dette er problemer som ikke kjenner landegrensener og som ofte har vidtrekkende og uoversiktlige konsekvenser. De mest kjente kretsløp hvor menneskelige inngrep har skapt store miljøproblemer er svovelkretsløpet (forsuring) og karbonkretsløpet (drivhuseffekt). Mens det første er relativt oversiktlig fordi det ikke har noen naturlig atmosfærisk komponent (selv om sulfat transporteres i atmosfæren), så er karbonkretsløpet langt mer komplekst. Et tredje kretsløp hvor også menneskeskapte inngrep har betydelige effekter er nitrogenkretsløpet. Dette er et svært komplisert kretsløp hvor nitrogen i ulike tilstandsformer i luft, vann, jord og biomasse deltar aktivt og hvor effektene er komplekse og griper over i hverandre. Tre prinsipielt forskjellige miljøeffekter knyttet til dette kretsløpet er **drivhuseffekt** (økt konsentrasjon av lystgass, N_2O i atmosfæren), **forsuring** av jordbunn og ferskvann (økt nedfall og økt konsentrasjon av NO_3 og NH_4 i jord og vann) og **eutrofiering** av

kystområder (økt tilførsler av NO_3 og NH_4). Jeg gir her en oversikt over hovedkomponentene i nitrogenkretsløpet, hvordan dette er påvirket ved menneskelig aktivitet og til slutt litt om de nasjonale forskningsprogram knyttet til disse problemene.

Nitrogenkretsløpet

Den dominerende del av nitrogenkretsløpet er styrt av mikroorganismer. Det største nitrogenreservoar er atmosfæren, hvor fritt nitrogen (N_2), utgjør mer enn 78 volumprosent. Hovedkomponentene i nitrogensyklusen er mikrobiologisk binding av fritt nitrogen, og en tilsvarende tilbakeføring ved denitrifisering. Alt annet liv er avhengige av det nitrogen som bakteriene kan omdanne fra atmosfæren. En lang rekke jord- og vannbakterier kan binde fritt nitrogen, inkludert de fotosyntetiserende blågrønnbakteriene. Dette bundne nitrogen tas opp av planter (som nitrat eller ammonium) og dyr (som aminosyrer og proteiner bundet i planter eller andre dyr). Ved utskillelse av avfallsprodukter som urin, eller nedbryting av organisk materiale dannes ammonium, også dette i stor grad ved mikrobiell aktivitet. Ammonium kan enten tas opp direkte av planter, eller det kan oksyderes til nitrit og nitrat som



Figur 1. Prinsippskisse av nitrogenkretsløpet, påtegnet miljøeffekter forårsaket av menneskelige inngrep.

enten bindes biologisk ved opptak i planter eller mikroorganismer, eller det kan denitrifiseres til atmosfærisk fritt nitrogen. Disse hoveddeler av kretsløpet er identiske i vann og på land. En prinsippskisse av nitrogenkretsløpet med de tre viktigste miljøeffektene er gitt i Figur 1.

Over 90% av all nitrogenbinding skjer ved mikrobiologisk aktivitet, og dette er ikke endret vesentlig ved menneskelig aktivitet. Industriell nitrogenbinding (primært i kunstgjødselindustrien) er økende, men utgjør bare i størrelsesorden 5% av total binding. Man kan altså ikke snakke om noen forstyrrelser eller ubalanse som fører til en fundamental endring av nitrogenkretsløpet. Fordi bare en beskjeden andel av nitrogenet er biologisk tilgjengelig, vil imidlertid selv en prosentvis relativt beskjeden økning av den andel fritt nitrogen som omdannes til andre mer reaktive tilstandsformer, kunne ha store konsekvenser. Verdens totale forbruk av mineralgjødsel i 1987 tilsvare 72 millioner tonn nitrogen, og beregnet behov i 1995 er 91 millioner tonn (Bumb, 1989). Dette er beskjedne tall i forhold til det atmosfæriske nitrogeninnhold og den biologiske nitrogenfiksering, men det er likevel et betydelig ekstratilskudd av biologisk reaktivt nitrogen. Det samme kan sies om de økte tilskuddene av oksydert nitrogen fra forbrenningsprosesser, og redusert nitrogen fra mennesker og husdyr.

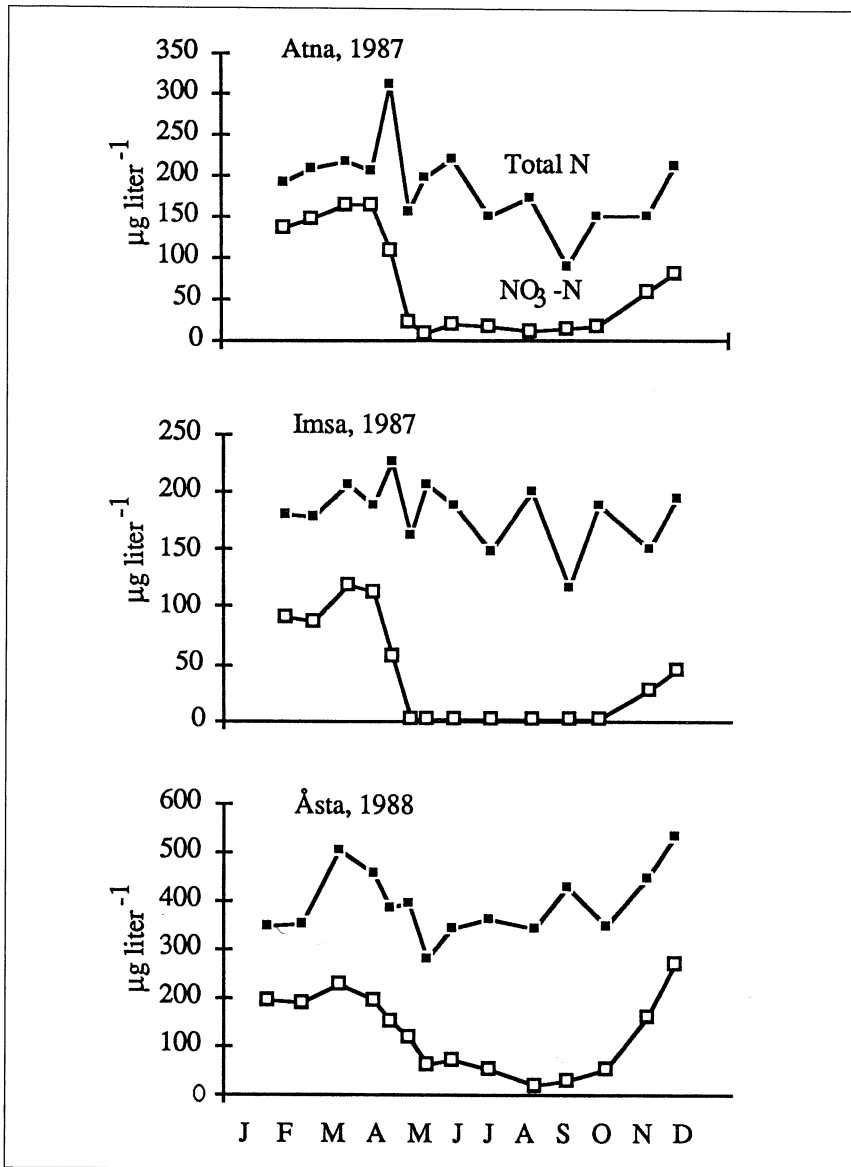
Hovedproblemet er altså kort sagt at man henter ut mer av det ikke-reaktive atmosfæriske nitrogen og anriker atmosfære, jord og vann med komponenter som har klare fysisk-kjemiske og biologiske effekter. Som nevnt innledningsvis kan vi her skille mellom tre potensielle miljøproblemer knyttet til

inngrep i nitrogenkretsløpet, dette er drivhuseffekt forårsaket av N_2O , forsurening av jordbunn og ferskvann primært forårsaket av NO_3 og eutrofiering av kystnære områder forårsaket av NO_3 og NH_4 .

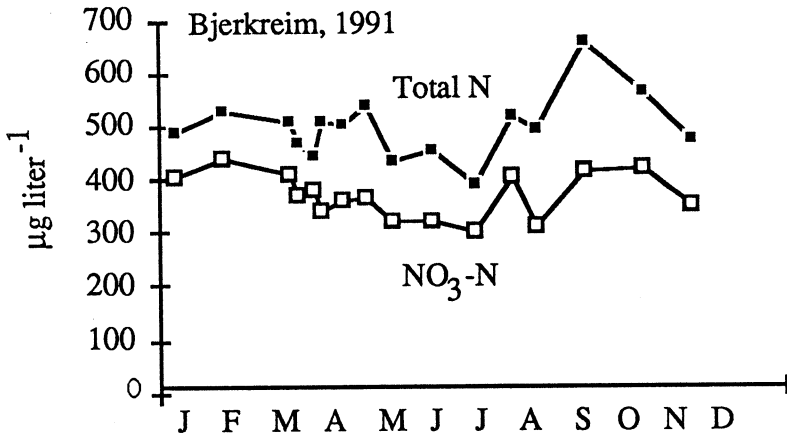
Indikasjoner på ubalanse

Nitrogen spiller en viktig rolle som drivhusgass i tilstandsformen N_2O (lystgass). Etter CO_2 og CH_4 (metan) er lystgass det viktigste bidrag til drivhuseffekten (vi ser da bort fra vandamp). Konsentrasjonen av lystgass i atmosfæren øker med ca. 0.25% hvert år, og prognoser antyder 30% høyere konsentrasjon i år 2030 sammenliknet med førindustriell tid. Årsakene er dårlig klarlagt, men da lystgass er en mellomprodukt i denitrifiseringsprosessen, kan noe av forklaringen ligge i endret denitrifiseringsaktivitet foruten forbrenning av fossile energikilder. Det bør forøvrig bemerkes at denitrifiseringsprosessen er nær koblet til oksydasjon av metan. Det er tildels de samme bakteriegrupper som står for disse prosessene. Metan har en årlig økning på 0.8—0.9% i atmosfæren, og med en fortsatt økning på dette nivå vil metan iløpet av neste århundre kunne bli en viktigere drivhusgass enn CO_2 .

Den økte tilførsel av andre former for oksydert nitrogen (NO_x) til atmosfæren kommer primært fra fossilt brensel, først og fremst fra fritt nitrogen som oksyderes under forbrenningsprosessen, men også fra det nitrogen som finnes i olje og kull. En annen hovedkilde til atmosfærisk nitrogen er ammonium fra husdyrgjødsel som i områder med intensivt landbruk kan være den dominerende nitrogenkilde. Dette har imidlertid en mer lokal virkning enn oksidert nitrogen. I perioden 1950—



Figur 2. Typisk sesongforløp for total nitrogen og nitrat i tre sideelvertil Glomma; Atna, som vesentlig drenerer fjellområder, Imsa som drenerer skog og fjellområder og Flisa som drenerer skog og myrområder og som har høyt innhold av organisk nitrogen (humus).



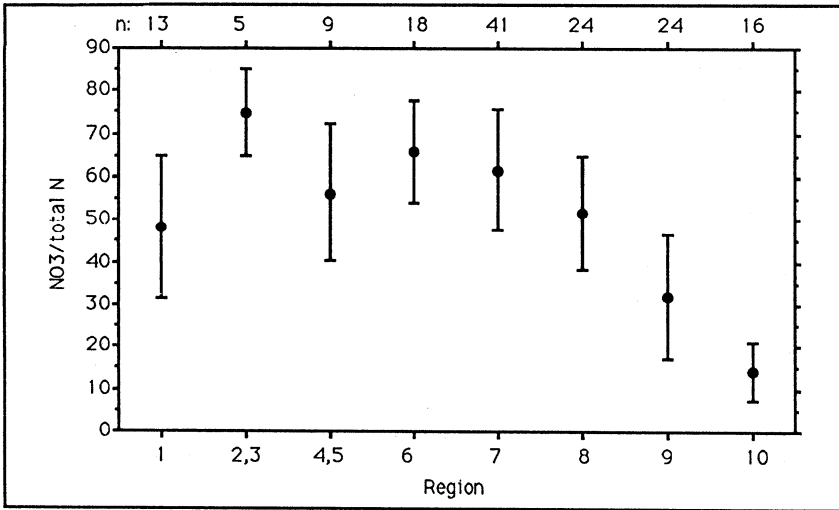
Figur 3. Sesongvariasjoner i total nitrogen og nitrat i Bjerkreimselva (Rogaland).

1980 skjedde en dobling av de europeiske utslippene til atmosfæren (SFT, 1989). Dette har imidlertid stabilisert seg etter 1980. Dette har gitt et tilsvarende forløp i atmosfærisk nitrogennedfall. I sentral-Europa med høy befolkningstetthet ligger den årlige nitrogendeponering ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) på 4–6 g N m⁻². Dette avtar nordover. I Norge ligger den maksimale nitrogendeponering på rundt 2 g N m⁻² (på sør- og sørvestlandet), og avtar til under 0.2 g N m⁻² i de nordlige deler av landet, noe som kanskje kan karakteriseres som et «bakgrunnsnivå».

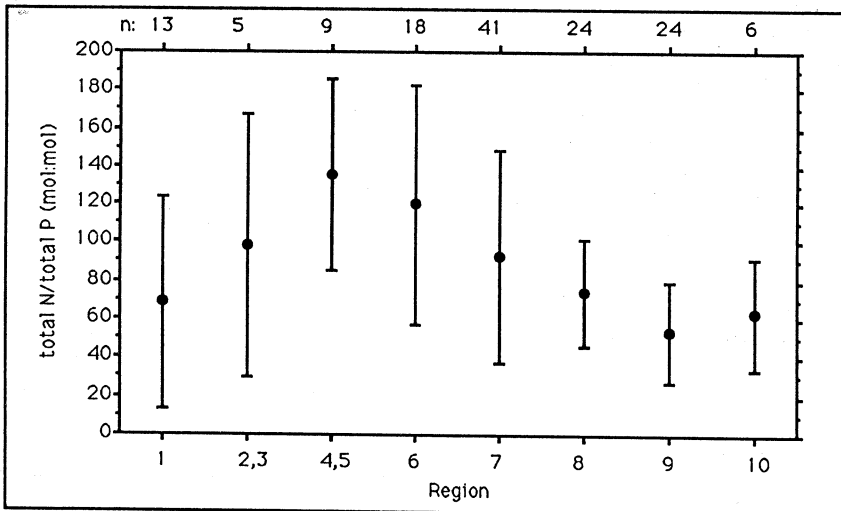
Samtidig har det vært en betydelig økning av direkte tilført nitrogen til jord og skog ved gjødsling. I perioden 1964–1984 har Vest-Europa, Nord-Amerika og Øst-Europa (inkludert tidligere Sovjet) henholdsvis doblet, tredoblet og firedoblet sitt gjødselforbruk, mens det i asiatiske land har skjedd nesten en tidobling (Verdenskommisjonen, 1987). Dette har resultert i økt avkastning, men også en betydelig overgjødsling

som har ført til mer nitrogen til vassdrag og hav. I tillegg kommer så en betydelig direkte tilførsel i form av avløpsvann fra befolkningssentra.

Relatert til effekter i akvatisk miljø er man mest opptatt av effektene av en eventuell «nitrogenmetning» i jordsmonnet. I utgangspunktet er nesten all terrestrisk vegetasjon nitrogenbegrenset, og økt tilførsel av nitrogen har hatt en gunstig effekt på tilvekst i skog. Dette betyr at nesten alt tilgjengelig, løst nitrat blir tatt opp av vegetasjon i vekstsesongen, noe som gjenspeiler de nitratmengder man finner i vann. I Figur 2 er vist typisk sesongforløp i ulike sideelver til Glomma, hvor nitrat går ned mot, tildels under, deteksjonsgrensen i mai-september, og en vesentlig del av totalnitrogen er organisk bundet. Det er imidlertid klare tegn på at skogen i mange områder i Europa tilføres mer nitrogen enn den kan ta opp, noe som kan være en effekt av store nitrogenmengder tilført over lang tid, eventuelt kombinert med forsuringsskader. Det



Figur 4. Gjennomsnittlig prosent nitrat av totalnitrogen (med standardavvik) for elver gruppert i ulike regioner langs kysten. Region 1 er nærmest svenskegrensen, region 10 lengst nord. Antall inkluderte elver i hver region indikert øverst.



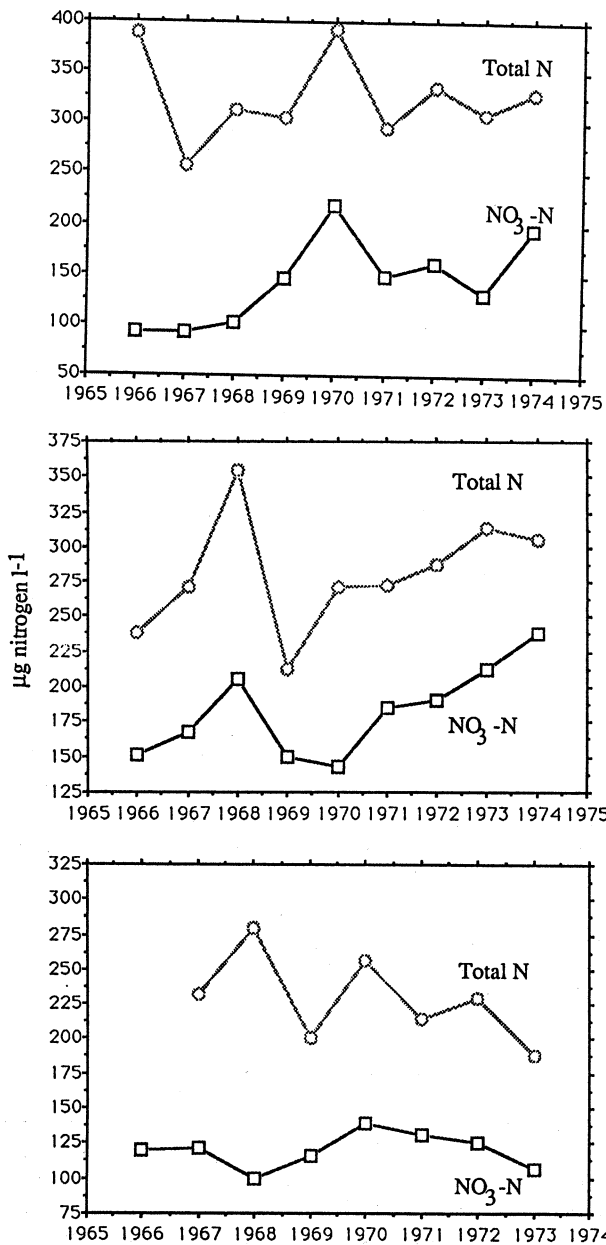
Figur 5. Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor (på atombasis) i elver inndelt i tilsvarende regioner som i Figur 4.

første tegn på en slik utvikling er høyere nitratkonsentrasjoner i avrenningsvann om sommeren, noe som er påvist mange steder i Europa. I Norge har man ingen klar slik trend, men områder med høy atmosfærisk nitrogenbelastning mangler det typiske sommerminimum av nitrat som vist for Bjerkreimselva i Rogaland (Figur 3). Her er nitrogenkonsentrasjonene det dobbelte av det man finner i «typiske» øst-norske elver, og nitrat utgjør på årsbasis hele 70–80% av totalnitrogen. Det samme mønster kan sees i et større regionalt materiale (Hessen m.fl. 1992), hvor 150 større elver er gruppert i ulike regioner langs kysten fra svenskegrensen (region 1) til Russland (region 10). De mest nitrogenbelastede områdene (region 2–6) viser også gjennomgående det høyeste $\text{NO}_3/\text{total-N}$ forholdet (Figur 4). Rådataene her stammer fra den norske del av PARCOM-undersøkelsen (Holtan m.fl. 1991). Nitrogen/fosfor-forholdet viser et tilsvarende mønster (Figur 5), noe som er av stor betydning for relativ nitrogen eller fosforbegrensning i fjordene og dermed eutfrosituasjonen. Selv om disse mønstrene stemmer godt overens med den regionale nitrogendeponering, kan man likevel ikke uten videre konkludere med at sørvest-norske regioner har nådd nitrogenmetning. Den høye nitratavrenningen har også utvilsomt sin bakgrunn i den lokale topografi, hydrologi og et sparsom vegetasjonsdekke. Det viser likevel at disse regionene allerede har en betydelig avrenning av nitrogen, og at det ikke er noen restkapasitet for nitrogenakkumulering i jord eller biomasse.

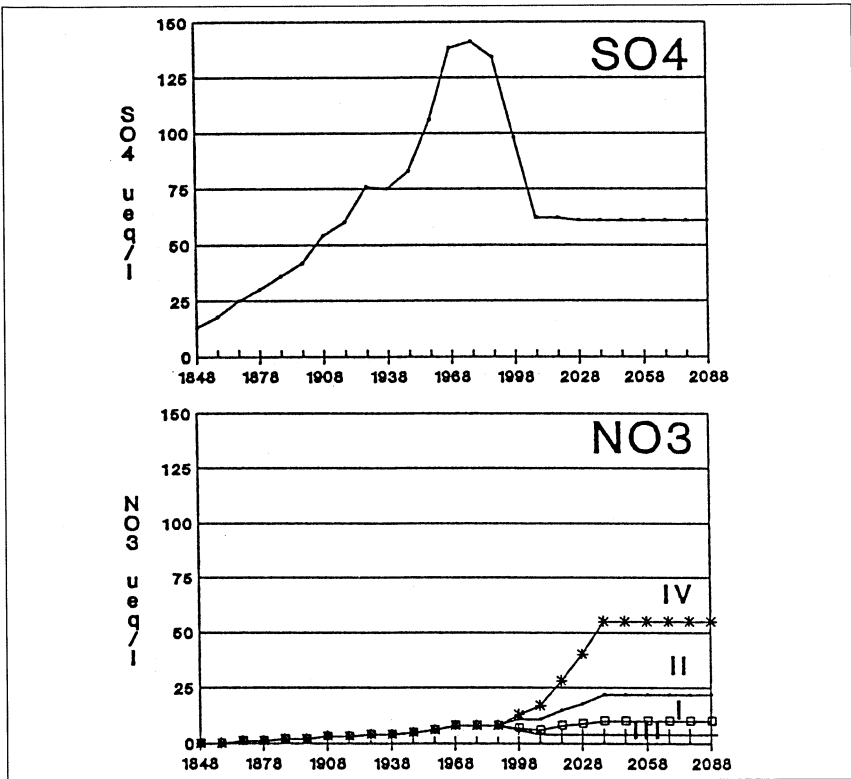
Det finnes få gode dataserier på utvikling av nitrogen i vassdrag før 1980. Etter 1980 har man som nevnt

ikke klare indikasjoner på en vesentlig økning av nitratavrenning. Henriksen m.fl. (1988) fant imidlertid at nitratinnholdet i sør-norske innsjøer i snitt var fordoblet fra perioden 1975–1986, noe som kan indikere en begynnende «lekkasje» av nitrogen i disse områdene. Enkeltserier fra perioden 1966–1973 (Dekadeundersøkelsen) indikerer også en økning av nitrat i sørvest-norske elver som Mandalselva og Jostedalselva i denne perioden (Figur 6), mens elver fra Møre og nordover ikke hadde samme tendens (Rauma som eksempel). Det er altså mulig at det primært har skjedd en økning i nitratavrenning i perioden fram mot 1980. Selv om nitrogendeponeringen ikke har vist stigende tendens de siste år, kan man ikke dermed utelukke effekter. Det er ingen grunn til å anta at det er en lineær kobling mellom nitrogenbelastning og respons. Vedvarende høy eksponering for nitrat/ammonium og sur nedbør over mange år kan være en tidsinnstilt bombe dersom skadeeffekter etterhvert akkumuleres og grenseverdier overskrides.

Kort- eller langsiktige klimaendringer med økt temperatur og endret nedbør og avrenningsmønstre vil kunne være en viktig faktor for mange av disse prosessene. Effekten av klimaendringer vil spesielt kunne påvirke nitrogenomsetningen under norske forhold. Gjennom tusener av år har jorda i kalde, nordlige områder akkumulert nitrogen, og vi finner typisk 2–3 ganger høyere nitrogenkonsentrasjoner i norsk jord sammenliknet med jord i Mellom- og Syd-Europa. Dersom klimascenariene for Norge, med økt middeltemperatur og økt vinternedbør slår til kan man forvente økt mineralisering og økt frigivelse av nitrogen fra jord. Modell-



Figur 6. Tidsserier for årsmiddelkonsentrasjoner av total nitrogen og nitrat for Mandalselva (øverst), Jostedalselva og Rauma (nederst) i perioden 1966–1974.



Figur 7. Simulert endring av nitrat i avrenningsvann fra Birkenesfeltet ved ulike scenarier for klima og nitrogenmetning. Forventet sulfatutvikling indikert. Fra Hessen & Wright, 1992.

- I. Klimaeffekt uten nitrogenmetning.
- II. Nitrogenmetning uten klimaeffekt.
- III. Hverken klimaeffekt eller nitrogenmetning.
- IV. Både klimaeffekt og nitrogenmetning.

kjøringer som tar i betraktning ulike scenarier for forsurening, nitrogendepo-nering, klima, forvittringsrate og opp-taksrate for nitrat (Hessen og Wright 1992), viser at et «verste fall» estimat med nitrogenmetning og klimaendring i kombinasjon, vil kunne gi en mangedoblet konsentrasjon av nitrat i overflatevann (Figur 7).

Norske forskningsprosjekter knyttet til nitrogen

Fordi det her er snakk om et kretsløpsproblem, med nitrogen i ulike tilstandsformer i forskjellige miljø som tildels er knyttet sammen i en serie komplekse mekanismer, fordres tverrfaglig forskningsinnsats. I tillegg til den forskning som er knyttet til nitrogen i

landbrukssammenheng, pågår det nasjonalt fire større forskningsprogram som er helt eller delvis vinklet mot nitrogen og effekter på akvatisk miljø: Nitrogen fra fjell til fjord, NITREX, Program for skadelige alger, og Program for marin forurensning. Det legges her vekt på de to første som er de mest tverrfaglige og rent nitrogenorienterte.

NITREX (Nitrogen Saturation Experiments) er et internasjonalt prosjekt som studerer betydningen av nitrat og ammonium for forsyning av skog langs en forurensningsgradient fra nord- til sentral-Europa. Effekter av økt nitrogendeponering blir undersøkt på steder med relativt lav bakgrunnsdeponering ved kunstig tilsetning av nitrat og ammonium. Effekter av redusert deponering blir undersøkt ved at det bygges tak over delfelter hvor nitrat fjernes og erstattes med ionebyttet vann. Budsjetter for tilført og fjernet nitrogen beregnes for totalfeltene og hver av de viktigste økosystemkomponentene: vann, jord vegetasjon, fauna.

Den overordnede målsetting for prosjektet er å få eksperimentelle data på økosystemnivå med hensyn til 1) risikoen for å få nitrogenmetning ved økt nitrogendeponering og 2) hvor raskt et nitrogenmettet system «normaliseres» etter redusert nitrogen tilførsel. Sentrale spørsmål under disse hovedpunktene er:

- Hva er terskelnivået for nitrogenmetning i ulike skogssystemer?
- Er nitrogenmetning reversibelt, og hvordan skjer eventuelt dette?
- Hva er kritisk belastning (tålegrense) for nitrogen i Europeiske skogsområder?
- Hvilken rolle spiller nitrogen i forsyning av skog og overflatevann?

Totalt er det valgt ut 9 felter i 6 ulike land. I Norge studeres at alpint nedslagsfelt nær Sogndal.

Nitrogen fra fjell til fjord er et nasjonalt, tverrfaglig prosjekt som foreløpig er et samarbeid mellom NIVA (vann), NILU (deponering/nedbør), NISK (skog) og Jordforsk (jord), men hvor det vil åpnes for samarbeid med andre institusjoner, både nasjonalt og internasjonalt. Prosjektet studerer nitrogenomsetning i to nedbørfelter: Bjerkeimsvassdraget i Rogaland og Aulivassdraget i Vestfold. Det første i et område med tynt vegetasjonsdekke, liten menneskelig aktivitet og atmosfæriske tilførsler som viktigste nitrogenkilde, det andre i et typisk jord- og skogbruksdistrikt med landbruket som dominerende nitrogenkilde. Prosjektets hovedmål er å øke kunnskapen om opptak og avrenning av nitrogen, og gi bedre prognoser for framtidige effekter på jord, skog, ferskvann og fjorder.

Rammen omkring studiene i begge nedslagsfelt er budsjettstudier i vassdragene og utvalgte delfelt (fjell, hei, skog, jordbruk). Innenfor hvert av delfeltene vil det foregå eksperimenter og detaljstudier med sikte på å klargjøre omsetnings- og tapsprosesser. I tillegg til studier direkte i feltene vil det også foregå eksperimenter på forsøksfelt ved NLH. Omsetning i vann studeres også gjennom fire underprosjekter.

- 1) Nitrogenretensjon i elver og innsjøer. Budsjettstudier i Eikernvassdraget som grenser til Aulivassdraget.
- 2) Nitrogentap ved denitrifisering i ulike typer innsjøsediment. Laboratorieforsøk ved NIVA.
- 3) Effekter av nitrogen på begroing i ferskvann. Utendørs rennestudier ved NIVA.

4) Effekter av klimasvingninger på nitrogenavrenning. Databearbeiding basert på eksisterende dataserier.

Prosjektet er påbegynt i 1991 og ventes avsluttet i 1995.

Det legges opp til et samarbeid mellom disse to prosjektene. De vil også ha betydning for prognoser på framtidig

avrenning av nitrogen til marine områder, og dermed ha direkte relevans for de prosjekter som studerer effekter av næringsalter i marint miljø. Sånn sett kan forskningen omkring nitrogenproblematikken illustrere hvordan de store globale miljøproblemene i stadig større grad vil måtte angripes: ved integrert, tverrfaglig og internasjonal innsats.

Referanser

- Bumb, B. 1989. Global fertilizer perspective, 1960-95. The dynamics of growth and structural change. International Fertilizer Developmental Centre. Muscle Shoals, Alabama.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevaldrud, I.S. and Brakke, D.F. 1988. Lake acidification in Norway - present and predicted status. *Ambio* 17: 259-266.
- Hessen, D.O. & Wright R.T. 1992. Climatic effects on freshwaters: nutrient loading, eutrophication and acidification. Proceedings Internat. Symp. on Impact of Climatic Changes, Trondheim, 1990. NINA-report: in press.
- Hessen D.O., Vadstein, O. & Magnusson, J. 1992. Nutrient loadings to Norwegian fjords, s. 14—31. I: Vadstein, O. (Red.): Eutrophication of coastal waters: state of the art and suggestions for future research. NTNF-report: ISBN 82-7224-336-9.
- Holtan, G, Berge, D., Holtan, H. & Hopen, T. 1991. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1990. B. Data report. SFT/NIVA-rep. 425B/91.
- SFT. 1989. Tilførsler og virkninger av langtransporterte luftforurensninger. Nitrogen som bibragstyter til forsuring. SFT-rapport 351/89.
- Verdenskommisjonen 1987. Verdenskommisjonen for miljø og utvikling. G. H. Brundtland (leder): Vår felles framtid. Tiden Norsk Forlag. Oslo.