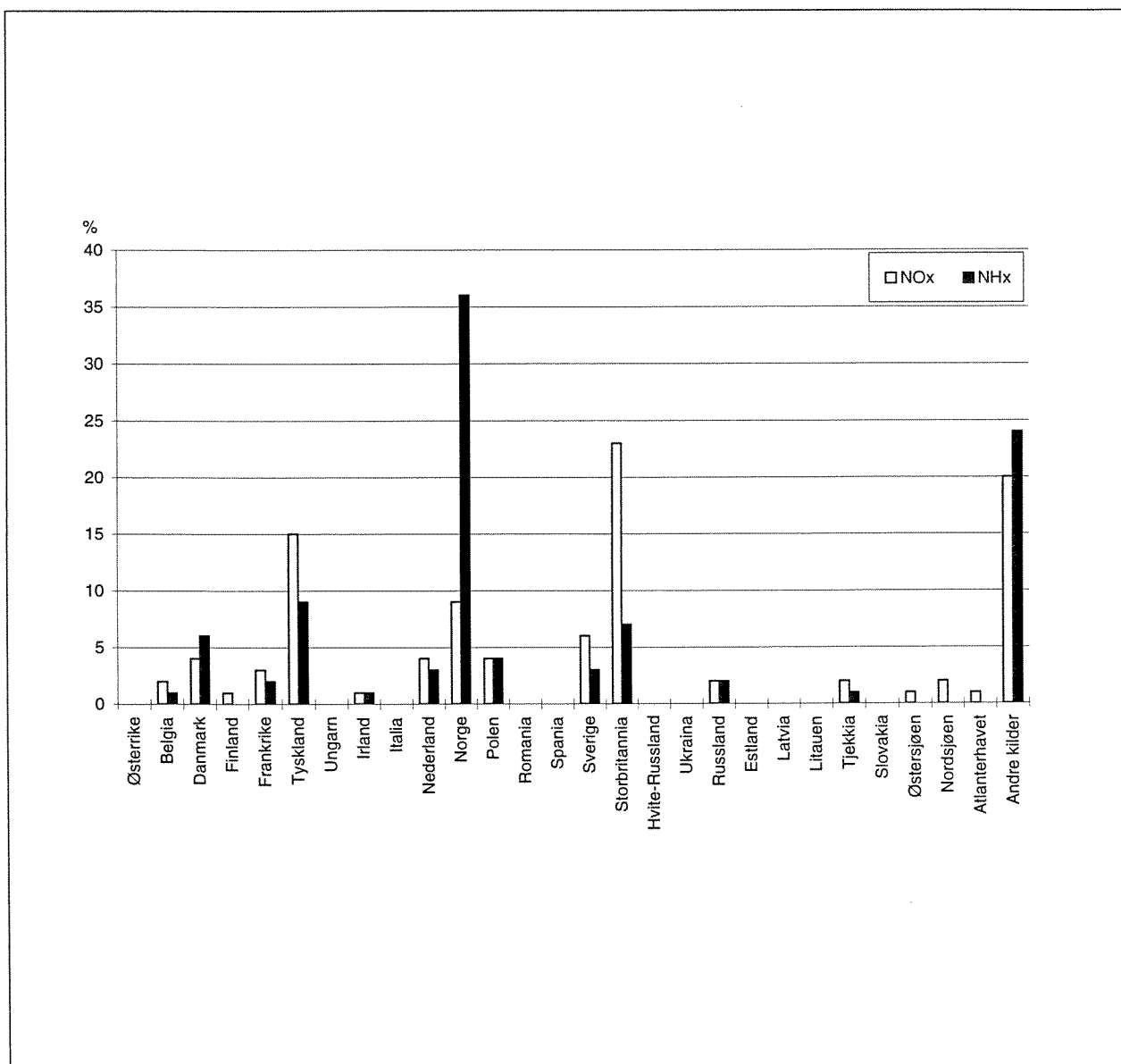


Utredning om deponisjon og avrenning av fosfor og nitrogen fra bakgrunnsarealer og vurdering av antropogen herkomst.



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgt 55
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Utredning om deponisjon og avrenning av fosfor og nitrogen fra bakgrunnsarealer og vurdering av antropogen herkomst.	Løpenr. (for bestilling) 3525	Dato 27.08.96
	Prosjektnr. Undernr. O-94060	Sider Pris 40
Forfatter(e) Bækken, Torleif Bratli, Jon Lasse	Fagområde Vassdrag	Distribusjon
	Geografisk område Norden	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse Dag Rosland
---	----------------------------------

Sammendrag

Rapporten tar for seg litteratur på deponisjon og avrenning av nitrogen og fosfor først og fremst i Norge og Norden. Utslippskilder og biologisk tilgjengelighet er vurdert. Kunnskapen omkring antropogene kilder for nitrogen samt spredning og deponisjon er god, kunnskapen om naturlige kilder er dårlig, mens kunnskapen omkring avrenning og forholdet mellom avrenning og deponisjon er middels. For fosfor er kunnskapsstatus på alle disse områdene dårlig.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Nitrogen Fosfor Deponisjon Avrenning 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Nitrogen Phosphorus Deposition Runoff
--	---


Jon Lasse Bratli
Prosjektleder

ISBN 82-577-3071-8


for Dag Berge
Forskningssjef

**Utredning om deponisjon og avrenning
av fosfor og nitrogen fra bakgrunnsarealer
og vurdering av antropogen herkomst.**

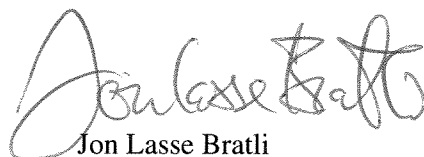
Forord

Prosjektet er et delprosjekt av hovedprosjektet "TEOTIL", en beregningsmodell for næringssalttilførsler i Norge. Prosjektet kom i stand etter samtaler mellom SFT og NIVA omkring problemfeltene naturlig og antropogen deponisjon samt avrenning av næringssalter. Det ble laget en omforenet prosjektplan som ble oversendt SFT 24. august 1995.

Forholdene omkring deponisjon og avrenning av nitrogen fra bakgrunnsarealer, har de siste årene vært inngående studert i sur nedbør sammenheng. For fosfor har det samme temaet vært lite påaktet. Med utgangspunkt i fremtidige internasjonale avtaler om næringssalttilførsler til ferskvann og kystfarvann, vil sannsynligvis avrenningen fra bakgrunnsarealer (utmark; skog, hei, myr og fjell) måtte inngå. Dette henger sammen med at mye av denne avrenningen skyldes menneskelige aktiviteter. Det vil derfor være nyttig å utrede mengdefordelingen mellom menneskeskapt og naturlige tilførsler innen bakgrunnsavrenningen. Denne rapporten omfatter en litteraturstudie med oversikt over dagens kunnskapsstatus innen dette feltet, primært i Norge, men også ellers i Norden og i Nord-Amerika.

Undertegnede har vært prosjektleder, mens Torleif Bækken har gjennomført litteraturstudiet og ført rapporten i pennen. Prosjektansvarlig i SFT har vært Dag S. Rosland.

Oslo, 27. august 1996



Jon Lasse Bratli

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	8
2. Deposisjon	9
2.1 Nitrogen	9
2.1.1 Deposisjon over Norge	9
2.1.2 Fordeling på naturtype	9
2.1.3 Tidsutvikling	12
2.1.4 Årstidsvariasjon	14
2.2 Fosfor	14
2.2.1 Deposisjon	14
2.2.2 Årstidsvariasjon	17
3. Kilder	18
3.1 Nitrogen	18
3.1.1 Langtransport	18
3.1.2 Norske antropogene kilder	19
3.1.3 Naturlige kilder	20
3.2 Fosfor	22
4. Avrenning av N og P fra utmark	23
4.1 Avrenning	23
4.1.1 Skog	23
4.1.2 Annen utmark	25
4.2 Årstidsvariasjoner	27
5. Deposisjon og avrenning	29
6. Biologisk tilgjengelighet	32
7. Forskningsbehov, forslag til videre undersøkelse	34
7.1 Deposisjonsmålinger	34
7.2 Avrenning	34
8. Litteratur	35

Sammendrag

1. Deposisjon av nitrogen.

Nitrogen og fosfor er to av de viktigste næringsstoffene i naturen og begge har naturlig en tett stoffsyklus med effektivt opptak/binding i økosystemet. Forskjellige typer menneskelig virksomhet påvirker imidlertid stoffsyklusene i større eller mindre grad med blant annet eutrofiering og forsurening av vannforekomster som resultat. Den største delen av nitrogentilførselen til skog og andre landområder kommer fra atmosfærisk våtavsetning av nitrat og ammonium. Generelt registreres den største deposisjonen over Sør-Vestlandet, mens de laveste verdiene observeres i de nordlige fjelltraktene på Østlandet og i de tre nordligste fylkene. Deposisjonen følger nedbørmengden. Den største gjennomsnittlige avsetningen av redusert og oksidert nitrogen i EMEP-ruter (subgrid, 50*50 km²) over Norge for perioden 1988-1992 var henholdsvis 1120 kgN/km²/år og 1310 kgN/km²/år, mens de laveste verdiene var henholdsvis 40 og 50 kgN/km²/år.

Årsmiddelkonsentrasjonen av nitrogen i nedbør for 12 representative stasjoner i "Statlig program for forurensningsovervåkning" har endret seg lite siden 1979. Overvåkning av nitratkonsentrasjoner i luft på norske bakgrunnsstasjoner i 1993 viste ingen spesielle variasjoner gjennom året. Ammoniumkonsentrasjonene derimot viste en tendens til høyest nivå i vår- og sommermånedene.

Deposisjonen av nedbørkomponenter kan variere med naturtypen. Deposisjonen av uorganiske N-forbindelser (ved bakkenivå) var oftest lavere i skogen enn i åpent lende. Dette er den normale tilstanden etter norske forhold og viser at noe av nitrogendeposisjonen holdes tilbake i trekronene. Retensjonen kan skyldes direkte opptak i barnålene, men også opptak fra lav og andre mikroorganismer.

2. Deposisjon av fosfor.

Målinger av fosfordeposisjon er utført i langt mindre grad enn for nitrogen. Flere undersøkelser antyder at den atmosfæriske tilførselen kan være betydelig. SFT angir nedfallet av totalfosfor direkte på innsjøoverflater til mellom 20 og 35 kgP/km²/år på Sørlandet og de sørlige deler av Østlandet, 10-20 kgP/km²/år i Midt-Norge og på Vestlandet, og 10 kgP/km²/år i Nord-Norge og nordlige deler av Østlandet. Estimer fra Sverige angir en fosfordeposisjon mellom 6 og 10 kgP/km²/år. Andre utenlandske arbeider viser en deposisjon omkring 5-6 kgP/km²/år for avsidesliggende områder. På grunn av den generelle forurensningen av atmosfæren har enkelte antatt at den opprinnelige, naturlige deposisjonen av fosfor bare er halvparten til tredjeparten av disse verdiene. I mer urbane strøk er det observert fosfordeposisjoner nærmere 100 kg/km²/år i mer urbane strøk. I korte sommerperioder er det observert langt høyere verdier.

Det må bemerkes at sammenligning av resultater fra ulike arbeider må gjøres med forsiktighet blant annet på grunn av forskjellige metoder.

3. Kilder for nitrogen

Den største delen av NO_x deposisjonen over Norge har sitt utspring i Vest-Europa med Storbritannia og Tyskland som de største bidragsyterne. For perioden 1985-1994 var det årlige gjennomsnittet ca 73 ktonnN. Av dette kom 23 % fra Storbritannia, 15 % fra Tyskland, 9 % fra egne kilder, mens 20 % hadde ukjent opprinnelse. I samme periode var den gjennomsnittlige årlige deposisjonen av NH_x 48 ktonnN. Av dette kom 36 ktonn fra norske kilder. Tyskland, Danmark og Storbritannia bidro hver med henholdsvis 9, 6 % og 7 %, mens 24 % hadde ukjent opprinnelse. Norske, antropogene kilder for oksidert og redusert nitrogen er først og fremst henholdsvis trafikk og landbruk. Utslippene av NO_x var i 1992 ca 220 ktonn, og av NH_x ca 41 ktonn.

Kunnskapen om naturlige NO_x-kilder er liten. Meget usikre beregninger antyder utslipp fra jord på mellom 5 % og 10 % av antropogene utslipp. I de landene som bidrar mest til deponisjonen av nitrogen over Norge, som Storbritannia og Tyskland, var andelen fra jord henholdsvis 2,8 % og 3,0 %. For Norge var andelen hele 27 %.

Nylig har en begynt å se på marine områder som kilder for redusert nitrogen som deponeres på land. For Norge ble den marine andelen av NH_x importen i gjennomsnitt over året beregnet til 2 %. Den var derved den 10. viktigste kilden for NH_x deponisjon.

I tillegg kommer naturlige nitrogentilførsler via elektriske utladninger, og biologisk fiksering. En regner med at NO_x-produksjon via lyn og fotokjemiske reaksjoner utgjør en liten del i forhold til biologisk nitrogenfiksering. Enkelte arter av frittlevende heterotrofe bakterier og blågrønnalger er de viktigste for nitrogenfikseringen i barskog. Den årlige nitrogenfikseringen når der sjelden over 140 kgN/km²/år, mens det i tette bestander av or kan foregå symbiotisk nitrogenfiksering på opptil 22500 kgN/km²/år.

4. Kilder for fosfor.

Kildene for P deponisjonen vurdert på bakgrunn av forskjeller i fordelingen mellom innsamlingsstasjoner og sesongvariasjoner antyder oftest lokale kilder som støv eller organiske partikler som insekter, plantedeler og pollen. Fosfordeponisjoner i urbane strøk er høyere enn i upåvirkede områder.

I Norge er det ikke registrert industri med spesielle utslipp av fosfor til luft. Imidlertid vil enhver forbrenning (industri, husholdning, biler, båter) også medføre utslipp av fosfor i tillegg til en lang rekke andre stoffer. Dessuten vil menneskelig aktivitet som medfører støvproduksjon fra jord og stein (eks. jordbruk og veislitasje) også gi spredning av fosfor.

5. Avrenning

De norske dataene viser en betydelig variasjon i nitrogenavrenningen fra skogsfelt uten avvirkning med 60 og 925 kgN/km²/år som ytterpunkter. For fosfor ligger de refererte dataene stort sett mellom 1 og 6 kgP/km²/år. Et utvalg svensk litteratur angir laveste og høyeste middelværdi for skogsområder til henholdsvis 47 og 430 kgN/km²/år. Beregnet avrenning fra skogsområder for ulike deler av Sverige varierte fra 100 til 236 kgN/km²/år. Avrenning av fosfor fra disse områdene var i gjennomsnitt 6 kgP/km²/år. Beregningene er imidlertid basert på forholdsvis få undersøkelser og er derfor beheftet med betydelig usikkerhet.

Avrenning av nitrogen og fosfor antas å være større fra myrområder enn fra produktive skogsområder. Det synes først og fremst å være organisk bundet nitrogen og fosfor som øker i forhold til avrenning fra skog. Antall undersøkelser av nitrogen og fosforlekkasje fra veldefinerte fjellområder er få. Generelt er det angitt en avrenning på 6 kgP/km²/år, men variasjonene kan være store.

Det er en betydelig årstidsvariasjon i avrenningen av nitrogen og fosfor, med minst avrenning om sommeren. Variasjonen styres i stor grad av nedbørmengden/avrenningen. Fordi den biologiske bindingen av næringsstoffer er størst om sommeren bidrar den også til mindre avrenning i denne perioden.

6. Deposisjon-avrenning.

Mye av den atmosfæriske avsetningen bindes opp i vegetasjon og jordsmonn, og tilbakestilles til atmosfæren som elementært nitrogen via denitrifisering. Avrenningen er derfor normalt langt lavere enn tilførslene. Anslag referert i SFT antyder ca 40 % lavere. På fire stasjoner i "Overvåkning av forurenset luft og nedbør" er det beregnet netto transport av NO₃ ut fra nedbørfeltene. Siden 1981 har avrenningen av NO₃ stort sett vært mindre enn 30 % av deponisjonen på alle lokalitetene.

Et grovt estimat på forholdet mellom deposisjon og avrenning er gjort ved å sammenligne deposisjonstall fra EMEP mot avrenningskoeffisienter brukt i TEOTIL. Tilbakeholdelsen av nitrogen ligger her mellom 52 % og 86 % av deposisjonen.

Estimatene av naturlig kontra antropogent nitrogen antyder for Norges del at inntil 5 % av tilført nitrogen fra atmosfæren kan være av naturlig opprinnelse. I tillegg kommer nitrogen fra biologisk nitrogenfiksering. Hvor mye denne kilden utgjør av totalbudsjettet er blant annet avhengig av hvor mye som tilføres via atmosfæren. Den biologiske fikseringen i skog utgjør sjelden mer enn 100 kgN/km²/år. I lite produktive områder er sannsynligvis nitrogenfikseringen bare en brøkdel av dette. Disse tallene er imidlertid meget usikre fordi kunnskapen og datagrunnlaget er dårlig.

På lang sikt kan en fortsatt deposisjon av antropogent nitrogen på dagens nivå medføre endringer i nitrogensyklusen og gi nitrogenmetning i økosystemet. En slik situasjon vil endre konsentrasjonene og mønsteret i avrenningen av nitrogen. Av 65 undersøkte skogsfelt i Europa ble det ikke registrert vesentlig nitrogenlekkasje ved deposisjon mindre enn 1000 kgN/km²/år. Ved deposisjoner over 2500 kgN/km²/år var det en betydelig lekkasje fra alle skogsflatene.

7. Biologisk tilgjengelighet

Jordsmonn som ble dannet etter siste istid var svært nitrogenfattig. Biologisk nitrogenfiksering og en lav nitrogendeposisjon var hovedkildene for nitrogentilførselene. Dagens naturlige skogøkosystemer er effektive til å ta opp og holde på nitrogenet. Et naturlig nitrogenkretsløp karakteriseres ved små tap.

Tilveksten i skog er vanligvis nitrogenbegrenset. Den antropogene nitrogentilførselen har derfor en gjødslingseffekt. I områder med lav deposisjon vil det aller meste av nitrogenet holdes tilbake i jord og vegetasjon. Høy deposisjonsrate kan derimot gi nitrogenmetning.

En regner med at ca 50% av fosforet i nedbøren er partikulært bundet og derfor lite biologisk tilgjengelig. Det øvrige fosforet bindes raskt opp i vegetasjon og jordsmonn. Vanligvis er bare 13 % av fosfor i naturlig erosjonsmateriale biotilgjengelig i rennende vann.

Deposisjonen kan være av vesentlig betydning for N- og P-budsjettet for innsjøer. Det er imidlertid avhengig av innsjøareal og egenskaper ved nedbørfeltet. Eksempler fra Sverige har vist at sommerdeposisjonen av nitrogen og fosfor direkte på overflaten utgjorde henholdsvis 38 og 50 % av den totale tilførselen. På årsbasis utgjorde den atmosfæriske deposisjonen på overflaten ca 20 % av totaltilførselen for både nitrogen og fosfor. Nordamerikanske undersøkelser fant at den atmosfæriske tilførselen av næringsstoffer utgjorde ca 50 % av næringstilførselen for to oligotrofe innsjøer.

8. Videre arbeid.

Forskningsbehovet er betydelig både når det gjelder kunnskap om naturlige kilder, deposisjon, forholdet mellom deposisjon og avrenning, og avrenningsmengder. Kunnskapsmangelen er størst når det gjelder fosfor. Konkrete forslag til forskningsoppgaver er angitt i rapporten.

Kunnskapsstatus for nitrogen og fosfor:

	Utslippskilder til luft		Spredning	Deposisjon	Avrenning	Dep/Avrenning
	Antrop.	Naturlige				
N	god	dårlig	god	god	middels	middels
P	dårlig	dårlig	dårlig	dårlig	dårlig	dårlig

1. Innledning

Nitrogen og fosfor er to av de viktigste næringsstoffene i naturen og begge har naturlig en tett stoffsyklus med effektivt opptak/binding i økosystemet. Forskjellige typer menneskelig virksomhet påvirker imidlertid stoffsyklusene i større eller mindre grad med blant annet eutrofiering og forsurening av vannforekomster som resultat. Den opprinnelige kilden for nitrogen er N_2 - gass i atmosfæren. Dette nitrogenet er imidlertid vanskelig tilgjengelig. Naturlig tilføres økosystemene fra atmosfæren biotilgjengelig nitrogen via nitrogenbinding og elektriske utladninger.

Den opprinnelige fosforkilden er berggrunnen. Ved erosjon tilføres økosystemene nytt fosfor. Tilgangen av nitrogen og særlig fosfor fra atmosfærisk deposisjon direkte på innsjøflater er potensielt en betydelig kilde for næringsstoffer til akvatiske økosystem. En regner med at det aller meste av nitrogendeposisjonen har antropogen opprinnelse. Naturlige prosesser som bidrar med NO_x og NH_x -tilførsler til luft er imidlertid lite undersøkt og kvantifisert. Kildene for NO_x -deposisjonen i Norge er i stor grad trafikk og industri i europeiske land utenom Norge. NH_x -kildene er først og fremst landbruk med stort husdyrhold. Her er også en betydelig del av kildene i Europa utenom Norge, men norske kilder bidrar også med en stor del av den totale deposisjonen.

Deposisjonen fordeler seg i stor grad etter nedbørmengden. Det er å anta at også avrenningen av næringsstoffer fra bakgrunnsarealer i stor grad fordeler seg på samme måte. Med bakgrunnsarealer menes i denne sammenheng utmarksarealer. Norge har store utmarksarealer. Mer enn 70 % av landarealet er utmark, hvorav 23 % består av produktiv skog. Det øvrige består av snaufjell, fjellskog, myr og impedimenter. Avrenning av næringssalter fra disse områdene vil være betydelige på grunn av størrelsen på arealene.

Selv om avrenningen av næringsstoffer i stor grad styres av nedbøren, er også den biologiske tilgjengeligheten og bindingen av næringsstoffene viktige faktorer. Dette vises ved årsvariasjoner i næringssaltkonsentrasjoner. En stadig høy nitrogendeposisjon kan medføre nitrogenmetning. Den kan medføre en langt mindre retensjon av nitrogen i systemet. Fosfor er minimumsfaktor i de fleste ferskvann og avrenning av biotilgjengelig fosfor fra landarealene vil derfor vil bindes raskt opp i vannforekomstene.

Målsetningen til den foreliggende rapporten:

- 1) gi en oversikt over deposisjon og avrenning av nitrogen og fosfor
- 2) splitte opp tilførslene i en antropogen og en naturlig komponent
- 3) kvantifisere og fordele på norske kilder
- 4) fordele avrenningen over året
- 5) vurdere biotilgjengeligheten
- 6) gi et forslag til oppfølgende undersøkelser

2. Deposisjon

2.1 Nitrogen

2.1.1 Deposisjon over Norge

Den største delen av nitrogentilførselen til skog og andre landområder kommer fra atmosfærisk våtavsetning av nitrat og ammonium. Bidraget fra tørravsetning antas å være omkring 10-20% av den totale avsetningen, men den kan variere mye lokalt og er større nordover i landet. Den totale avsetningen per år av uorganisk nitrogen i perioden 1988-1992 var 160000 tonn. Sammenlignet med perioden 1983-1987 var dette en reduksjon i nitrogenavsetning på ca 15 % (Tørseth & Pedersen 1994). Forskjellen i nedbørmengder i disse periodene forklarer mye av nedgangen. Deposisjonen varierer mye etter hvor i landet man befinner seg. Fordelingen følger i stor grad nedbørmengden (Figur 1). Generelt registreres den største deposisjonen over Sør-Vestlandet, mens de laveste verdiene observeres i de nordlige fjelltraktene på Østlandet og i de tre nordligste fylkene.

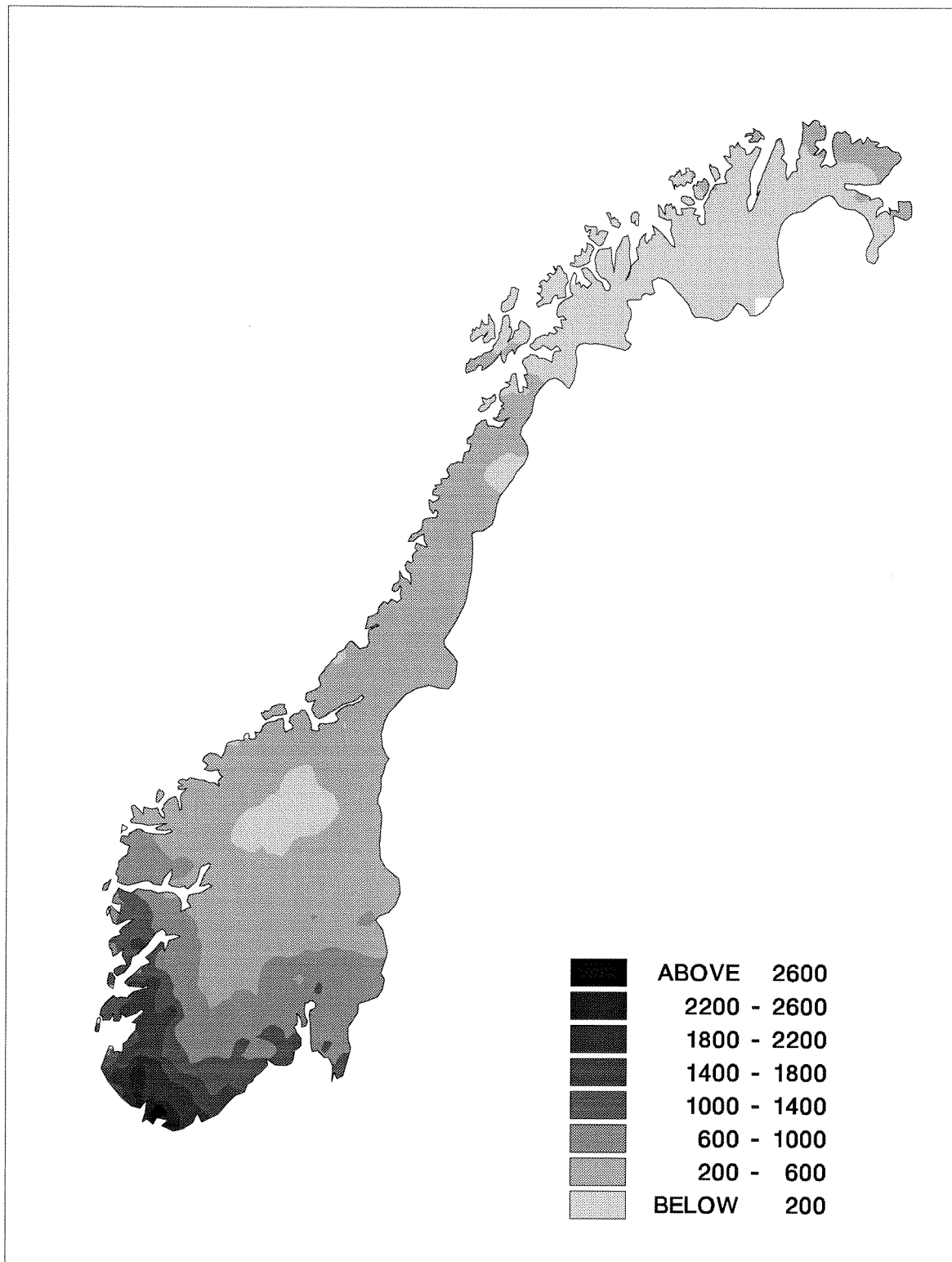
Innenfor EMEP-programmet (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe) estimeres blant annet nitrogentilførslene til de ulike europeiske land. Den største gjennomsnittlige avsetningen av redusert og oksidert nitrogen i EMEP-ruter (subgrid, 50*50 km) over Norge for perioden 1988-1992 var henholdsvis 1120 kgN/km²/år og 1310 kgN/km²/år, som er ca 60 ganger høyere enn de laveste verdiene som var henholdsvis 40 og 50 kgN/km²/år (Tørseth & Pedersen 1994).

2.1.2 Fordeling på naturtype

Skog

Det meste av den produktive skogen finnes på Østlandet. EMEP ruter (subgrid; 50*50km²) med mer enn 50 % skogdekning finnes på Østlandet og langs sørøstkysten av Sørlandet. Beregnet gjennomsnittlig deposisjon av nitrogen i rutene varierer mye. På sør-østkysten varierte deposisjonen fra 1060 til 1480 kgN/km²/år (Tørseth & Pedersen 1994). I de øvrige områdene var deposisjonen mellom 400 og 920 kgN/km²/år, med høyest verdier på sørligste delen av Østlandet og lavest i indre strøk av Oppland (Valdresområdet). Det er tatt hensyn til arealbruk ved beregning av gjennomsnittlig deposisjon i EMEP-rutene.

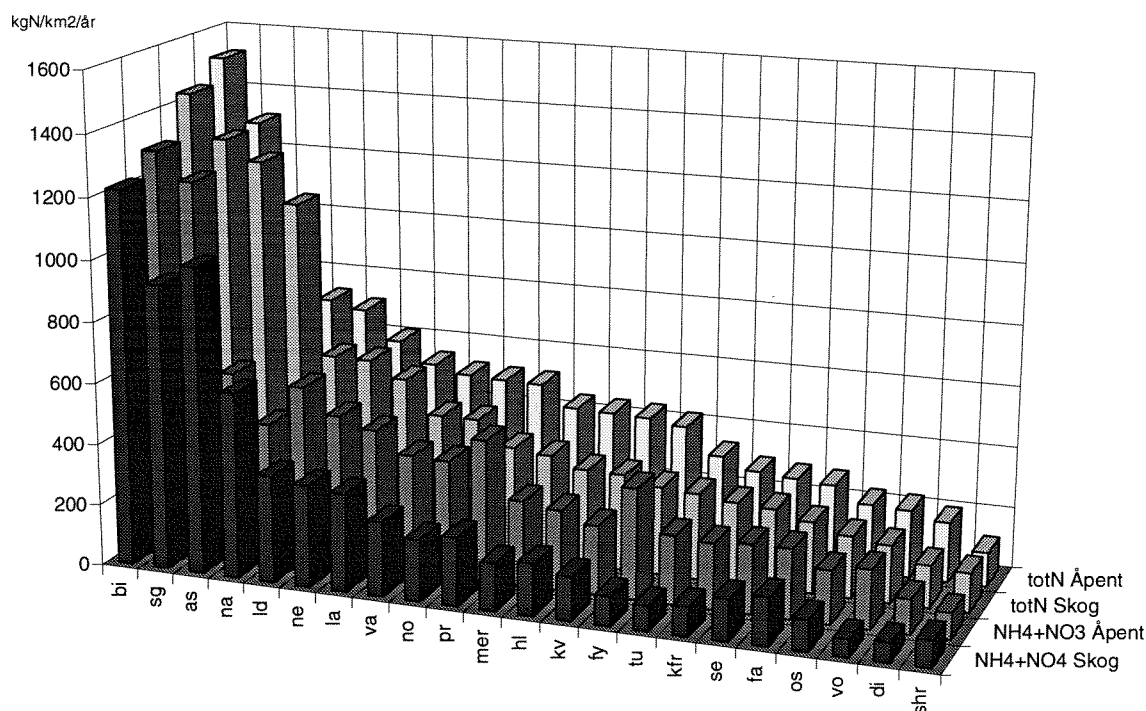
Deposisjonen av nedbørkomponenter kan variere med naturtypen. I forskningprogrammet "Overvåkningsprogram for skogskader" er det også undersøkelser av nitrogendeposisjon i skog og på åpne flater på 20 forskjellige steder rundt i landet. Det ble påvist betydelige forskjeller i nedbørmengde og kvalitet fra lokalitet til lokalitet. Den gjennomsnittlige N deposisjonen for skogsfeltene i dette overvåkningsprosjektet i 1993 var 502 kg totN/km²/år, med laveste og høyeste årsgjennomsnitt på henholdsvis 126 kg totN/km² i Svanhøvd i Finnmark og 1439 kg totN/km² i Søgne på Sørlandet. Nedbørmengden målt ved bakkenivå var høyere i åpent terreng enn på nærliggende skogsflater. I gjennomsnitt for alle 20 lokalitetene i 1993 mottok skogflatene 23 % mindre nedbør enn nærliggende åpen mark (Aamlid 1994). Dette var som forventet for barskog, og skyldes at deler av nedbøren fanges opp i trekronene og fordampes. Situasjonen var noenlunde lik for alle lokalitetene.



Figur 1. Gjennomsnittlig nitrogendeposisjon per år for perioden 1988-1992 (Tørseth & Semb 1995).

Deposisjonen av uorganiske N-forbindelser (ved bakkenivå) var oftest lavere i skogen enn i åpent lende (Figur 2). Dette er den normale tilstanden under norske forhold og viser at noe av nitrogen-deposisjonen holdes tilbake i trekronene. Tilbakeholdelsen kan skyldes direkte opptak i barnålene, men også opptak fra lav og andre mikroorganismer. På noen steder (Ås, Søgne, Nedstrand) var imidlertid den totale deposisjonen av uorganiske nitrogenforbindelser større på skogflatene enn på åpne flater. Det samme er også registrert i enkelte svenske skogfelt (Westling et al. 1992). Årsaken(e) til størst avsetning i skogfeltene på disse lokalitetene er uklar, men store tørravsetninger og/eller at vegetasjonen ikke kan nyttiggjøre seg alt nitrogenet er mulige forklaringer (Aamlid 1994).

Tørrdeposisjonen beregnes i følge EMEP utfra antatt deposisjonshastighet og luftkonsentrasjoner. Den øker med økende vegetasjonsdekke. På fri vannflate kan tørrdeposisjonen ses bort fra (Tørseth pers.medd.)



Figur 2. Deposisjon av nitrogen i skog og nærliggende åpent lende i 22 forskingsfelt i forskningsprogrammet "Overvåkningsprogram for skogskader". Rangert etter total N-avsetning i skog. Etter data fra Aamlid (1994).

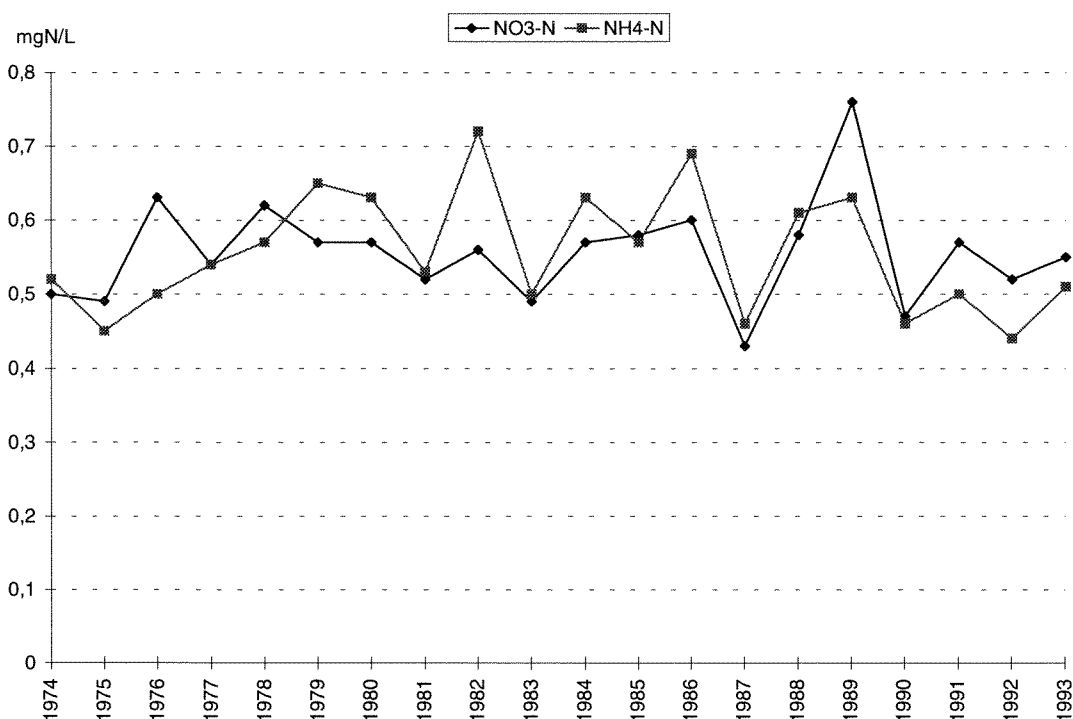
Annen utmark

I utmark som snaufjell, fjellskog, myr og hei vil også nitrogendeposisjonen følge nedbørmengden. EMEP-ruter med mindre enn 10 % skogdekning på sørvestlandet har en gjennomsnittlig nitrogen-deposisjon på mellom 1000 og 1800 kgN/km²/år, mens i nedbørfattige områder i Jotunheimen er deposisjonen mellom ca 200 og 400 kgN/km²/år (Tørseth & Pedersen 1994).

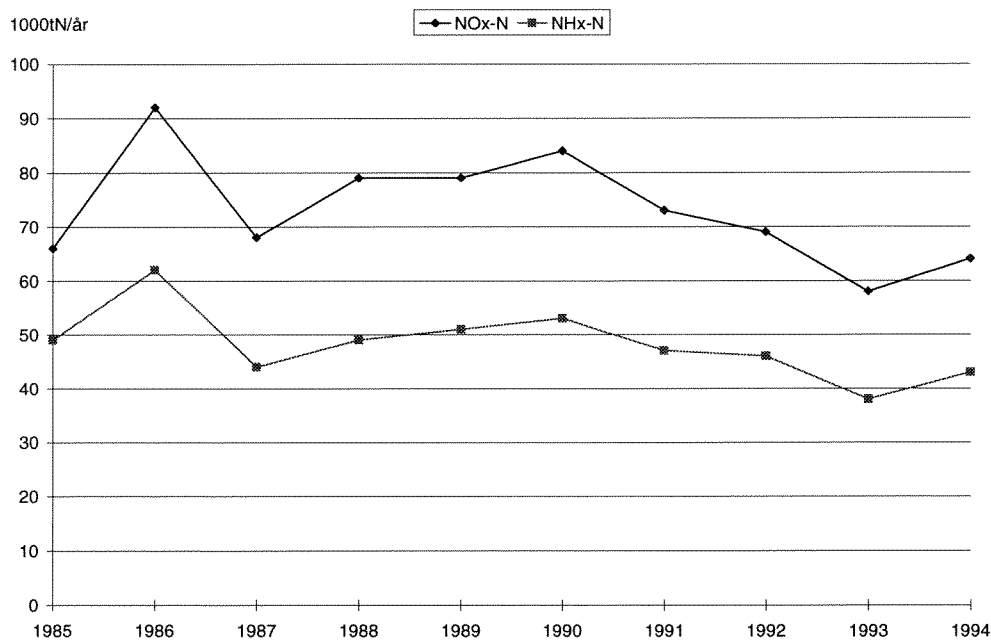
2.1.3 Tidsutvikling

Fra 1955 til 1988 økte utslippene av NO_x i Europa med en faktor på 5. Fra 1975 flatet utslippene ut. I perioden 1988-1992 har økningen vært ca 3% (SFT 1994). Utslippene av NH_x har også økt siden 1950-åra, parallelt med økningen i landbruksproduksjonen og mer intensivt husdyrhold. Utslipp av NH_x antas å ha økt lite siden 1975 og frem til i dag.

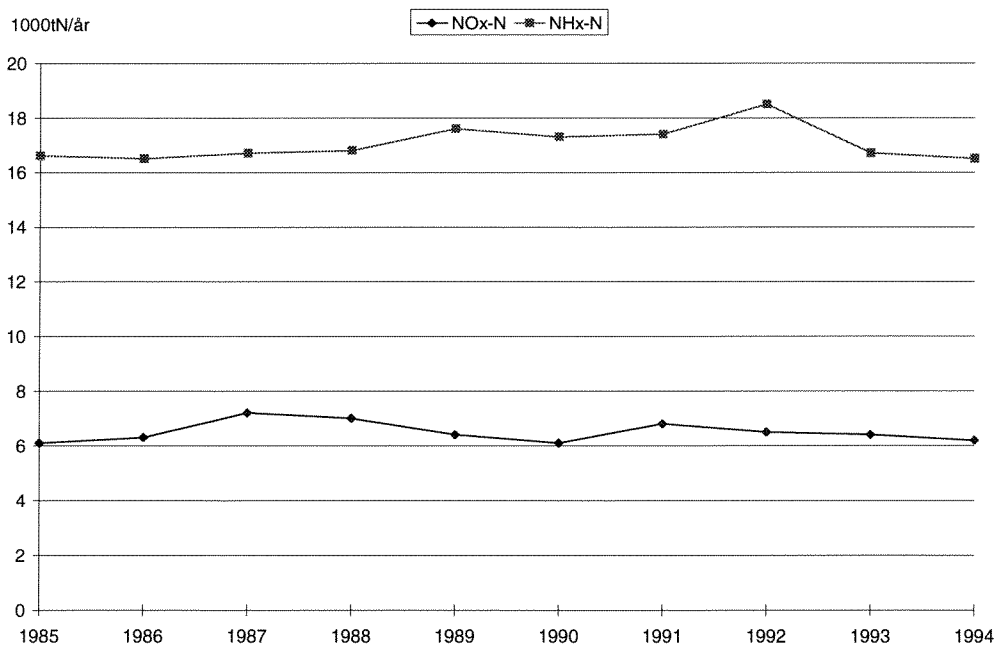
Årsmiddelkonsentrasjonen av nitrogen i nedbør for 12 representative stasjoner i "Statlig program for forurensningsovervåkning" har endret seg lite siden 1979. For nitrat ble det ikke observert signifikante reduksjoner på noen av stasjonene, mens for ammonium var det en avtakende tendens på Birkenes og Løken (SFT 1994). Eksempel for Birkenes er vist på Figur 3. Tørseth og Pedersen (1994) oppgir totalt en reduksjon av nitrogendeposisjonen fra perioden 1983-1987 til 1988-1992 på 15 %. Reduksjonene kan delvis forklares med nedbørvariasjoner. Totaldeposisjonen over Norge fra 1985 til 1994 varierte fra 96 ktonn N i 1993 til 154 ktonn N i 1986 (Figur 4)(Barrett et al 1995). Deposisjon med utgangspunkt i norske kilder har i samme periode vært ganske stabil (Figur 5).



Figur 3. Midlere årskonsentrasjon av NO_3 og NH_4 i nedbør på Birkenes fra 1974 til 1993 (SFT 1994).



Figur 4. Total deposisjon av uorganisk nitrogen over Norge i perioden 1985-1994 (EMEP, etter Barrett et al. 1994). 1000 tonnN/år.



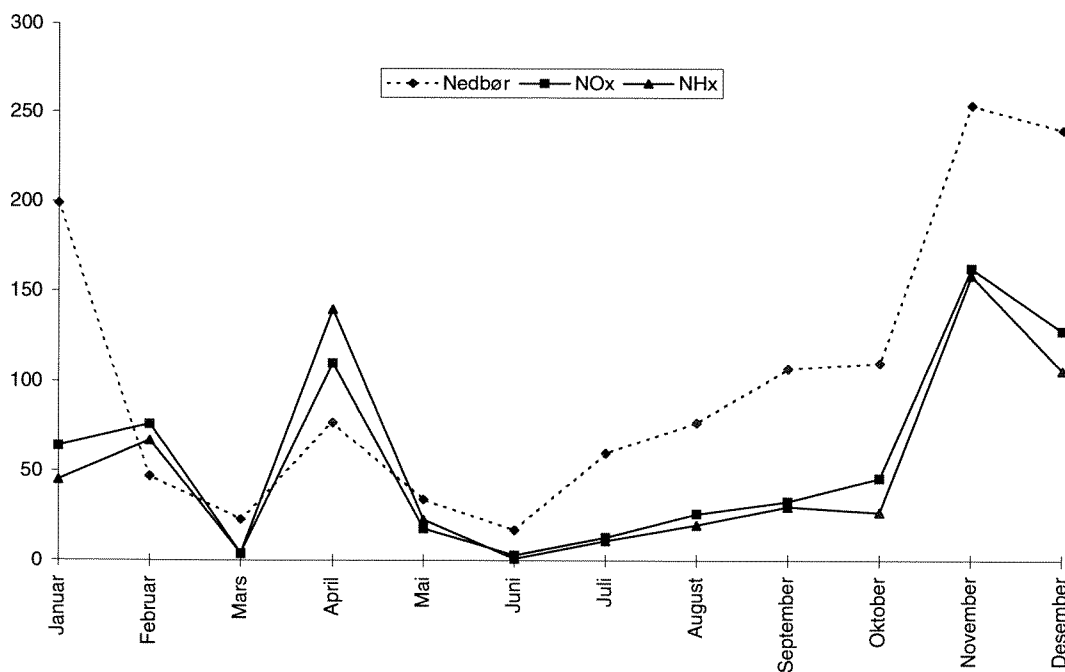
Figur 5. Total deposisjon av uorganisk nitrogen over Norge fra norske kilder i perioden 1985-1994 (EMEP, etter Barrett et al. 1994). 1000 tonnN/år.

2.1.4 Årstidsvariasjon

På grunn av ulike kilder og spredningsmåter kan konsentrasjonen av NO_x og NH_x i luft/nedbør variere ulikt gjennom året. Overvåking av nitratkonsentrasjoner i luft på norske bakgrunnsstasjoner i 1993 viste ingen spesielle variasjoner gjennom året. Ammoniumkonsentrasjonene derimot viste en tendens til høyest nivå i vår og sommermånedene (SFT 1994).

Våtdeposisjon bidrar med den største delen av totaldeposisjonen over det meste av landet. NH_x utslipp fra gjødselspredning kan imidlertid bidra med store tørravsetninger lokalt. Eksempler på årstidsvariasjon i våtavsetninger av NO_3 og NH_4 for Birkenes på Sørlandet er vist på Figur 6.

Deponisjonen følger i stor grad nedbørmengden. Høye ammoniumkonsentrasjoner i lufta medfører høy deposisjon i april. En noe lavere konsentrasjonstopp i november sammen med mye nedbør ga høy deposisjon.



Figur 6. Månedlig nedbør (mm) og våtdeposisjon av NO_x og NH_x (kgN/km²/år) på Birkenes i 1993 (SFT 1994).

2.2 Fosfor

2.2.1 Deposisjon

Målinger av fosfordeposisjon er utført i langt mindre grad enn for nitrogen. Flere undersøkelser antyder at den atmosfæriske tilførselen kan være betydelig (Tabell 1). SFT angir nedfallet av totalfosfor direkte på innsjøoverflater til mellom 20 og 35 kgP/km²/år på Sørlandet og de sørlige deler av Østlandet, 10-20 kgP/km²/år i Midt-Norge og på Vestlandet, og 10 kgP/km²/år i Nord-Norge og

nordlige deler av Østlandet (Holtan og Åstebøl 1991). Rognerud et al. (1979) registrerte et årlig gjennomsnitt for deponisjon av totalfosfor fra 20 til 86 kgP/km²/år, og en middelværdi på 34 kgP/km²/år for 18 stasjoner i Telemark. I gjennomsnitt var ca 54 % av deponert fosfor partikulært, mens ca 22 % var løst reaktivt fosfor. Tilsvarende undersøkelser ved Tyrifjorden viste en variasjon mellom 13 og 30 kgP/km²/år på 4 stasjoner (Berge 1983). På bakgrunn av et lite antall svenske undersøkelser (Jansson 1979, Persson & Broberg 1985, Granat 1987) har Løfgren & Olson (1990) beregnet den midlere deponisjon av totalfosfor for sju områder som dekker hele Sverige. Høyest deponisjon ble gitt til området "Öresund" med 10 kgP/km²/år. Områdene på vestkysten ble beregnet å ha en deponisjon på 8 kgP/km²/år. De andre områdene lå mellom 6 og 8 kgP/km²/år. Dette er langt lavere enn de refererte norske verdiene. Forskjellene kan ikke forklares med ulik nedbørmengde. Forfatterne antok at 50 % av fosfordeponisjonen besto av PO₄-P. Det stemmer godt over ens med resultatene fra Rognerud et al (op. cit.).

Rognerud et al. (1979) refererte en rekke arbeider fra 1970-tallet fra Nord-Amerika og Nord-Europa. Variasjonen i fosfordeponisjon mellom disse undersøkelsene var fra 6 kgP/km²/år (Sverige) til 108 kgP/km²/år (USA). Jansson (1979) refererte delvis til de samme delvis til andre arbeider fra England, USA, Canada og Sverige der deponisjonen varierte mellom ca 5 og 85 kgP/km²/år. De laveste verdiene ble registrert i Nord-Sverige og i avsidesliggende områder i Canada med henholdsvis 5,5 og 4,6 kgP/km²/år, mens de høyeste verdiene ble funnet i mer urbane strøk. Likens et al (1985) estimerte årlig våtdeponisjon av fosfatfosfor til ca 5 kgP/km²/år (New Hampshire, USA). Jansson et al (1986) registrerte en gjennomsnittlig fosfordeponisjon på omkring 8 kgP/km²/år på nordvestkysten av Sverige (Gårdsjøen). De bemerket at dette var en lav verdi sammenlignet med områder influert av industrivirksomhet.

Happala (1977) rapporterte fosfordeponisjon på 6 og 7 kgP/km²/år lengst nord i Finland og mellom 12 og 22 kgP/km²/år i de midtre og sørlige deler. Over sentrale og østlige deler av Canada er det funnet deponisjonsverdier fra ca 23 til 53 kgP/km²/år (Schindler et al 1976, Schindler & Nighswander 1970). Jassby et al. (1994) undersøkte våt- og tørrdeponisjonen av reaktivt fosfor (SRP) ved Lake Tahoe i California i USA. Fra 1989 til 1992 varierte våtdeponisjonen mellom 2 og 6 kgP/km²/år, og tørrdeponisjonen mellom 10 og 16 kgP/km²/år. Totalt reaktivt fosfor varierte mellom ca 13 og 18 kgP/km²/år. Totalfosfor ble i samme undersøkelse estimert til ca 32 kgP/km²/år. Nedbøren i dette området varierte mellom 653 mm/år og 1203 mm/år.

Det må bemerkes at sammenligning av resultater fra ulike arbeider må gjøres med forsiktighet blant annet på grunn av varierende metoder. Peters & Reese (1995) sammenliknet forskjellige prøvetakere på blant annet mengde/konsentrasjon av fosfor. De fant betydelige forskjeller. Måling av fosfor i våtdeponisjon viste lave verdier av reaktivt fosfor, mens fosfor i tørrdeponisjon i stor grad var reaktivt. Fosfor i total deponisjonsfeller (bulk deposition) varierte mellom disse to ekstremer. Variable tilførsler av insekter til total- og tørrdeponisjonen ble ansett å være den enkeltkilden som mest påvirket deponisjonsestimaterne for fosfor.

Ahl (1988) påpeker at de laveste verdiene for fosfordeponisjon er registrert i avsidesliggende områder med verdier omkring 5-6 kgP/km²/år. På grunn av den generelle forurensningen av atmosfæren mener han at den opprinnelige, naturlige, deponisjonen av fosfor bare er halvparten til tredjeparten av disse verdiene.

Jansson et al (1986) registrerte at fosfordeponisjonen under trekrone var langt større (ca 25 kgP/km²/år) enn i åpent lende (8 kgP/km²/år). Dette kan skyldes større deponisjon i skog (biofilter) eller være et resultat av en intern syklus i skogen. Enkelte beregninger antyder at nettotilførselen av fosfor er dobbelt så høy på skogsmark som i åpent lende (Persson & Broberg 1985). Fosfordeponisjonen synes å være lavere langt ute på innsjøer enn nær land. Cole et al (1990) fant at

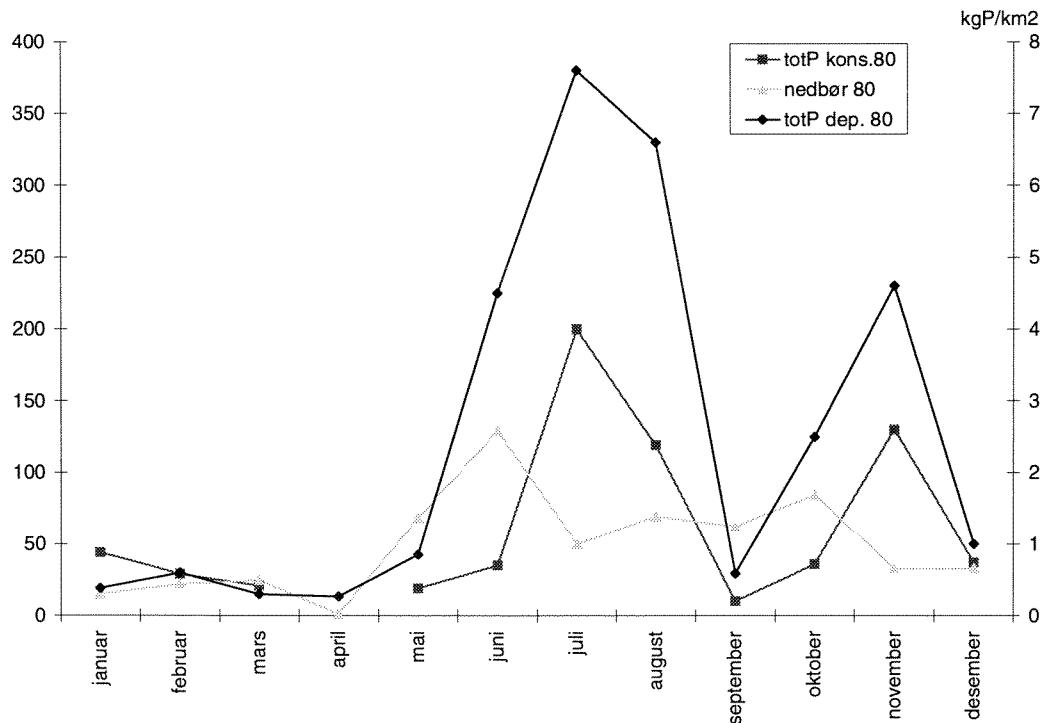
fosfordeposisjonen avtok eksponensielt utover på innsjøen (Cole et al 1990). Deposisjonen syntes å være langt høyere om sommeren enn ellers på året og reflekterer sannsynligvis aktiviteten i fosforkildene (Tabell 1).

Tabell 1. Deposisjonstall for fosfor fra et utvalg norske og utenlandske publikasjoner. I tillegg til gjennomsnittsverdier for hele året er det for enkelte områder beregnet ukesverdier gjeldene for sommersituasjon. Der ikke annet er angitt gjelder tallene total P. SRP angir løst reaktivt fosfor.

Område		Referanse
Årsverdier	kgP/km ² /år	
Norge, Telemark	20-86	Rognerud et al (1979)
Norge, Tyrifjorden	13-30	Berge (1983)
Sverige	6-10	Løfgren & Olson (1990)
Sverige, Stugsjøen	5,5	Jansson (1979)
Sverige, Gårdsjøen	8	Jansson et al (1986)
Finland	6-22	Happala (1977)
Canada, nord	4,6	Schindler et al (1974)
Canada, sentral	24-53	Schindler et al (1976)
Canada, øst	30	Schindler & Nighswander (1970)
USA, New Hampshire	5 (SRP-våt)	Likens et al (1985)
USA, California	2-6(SRP-våt)	Jassby et al (1994)
USA, California	13-18 (SRP-tot)	Jassby et al (1994)
USA, California	32	Jassby et al (1994)
Sommersituasjon	kgP/km ² /uke	
Norge, Telemark, middel 18 st.	0,8-1,1	Rognerud et al (1979)
Norge, Tyrifjorden, Ask	0,8-2	Tyrifjordutvalget (1986)
USA, Colorado	1,9-15	Lewis et al. (1985)
Polen	4,2	Kowalczewski et al (1981)
Østerrike	1,3	Psenner (1984)
USA, New Hampshire	2,4-2,8	Cole et al (1990)

2.2.2 Årstidsvariasjon

Det er en klar årstidsvariasjon i fosfordeposisjonen. De fleste undersøkelsene viser en betydelig større deposisjon om sommeren enn i resten av året (Tabell 1). Undersøkelser ved Tyrifjorden viste sommerkonsentrasjoner på fra 5 til 8 kgP/km²/mnd. (nærmere 100 kg/km²/år) (Figur 7). Det meste av sommertoppen antas å være forårsaket av pollen, insekter og andre plantedeler, men også partikler fra ordbehandling er en mulig kilde.



Figur 7. Gjennomsnittlig månedlig totP-konsentrasjon i nedbør, deposisjon av totP samt nedbørmengde (mm) ved Tyrifjorden (Ask) i 1980. (Tyrifjordutvalget 1986)

3. Kilder

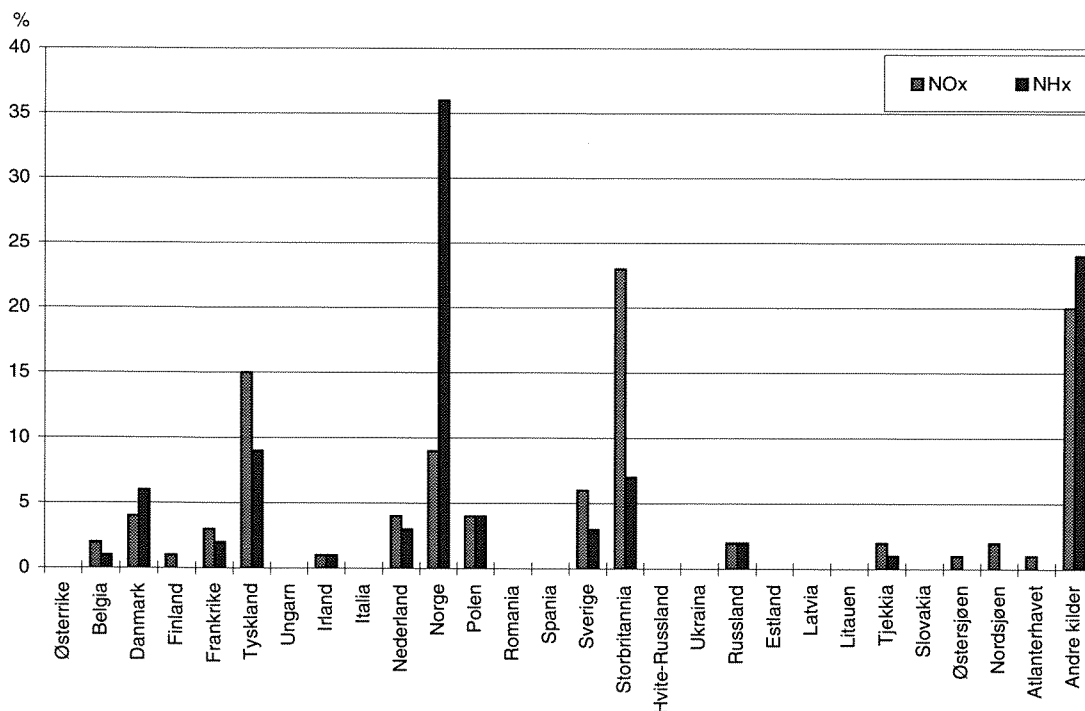
3.1 Nitrogen

3.1.1 Langtransport

Den største delen av NO_x deposisjonen over Norge har sitt utspring i Vest-Europa med Storbritannia og Tyskland som de største bidragsyterne. I 1994 var mottaket fra disse landene henholdsvis ca 12 og 10 ktonn N, mens ubestemte kilder bidro med ca 13 ktonn N. Den totale importen, inkludert norske kilder, var dette året ca 64 ktonn (Barrett et al. 1995)(Figur 4). For perioden 1985-1994 var det årlige gjennomsnittet ca 73 ktonnN. Av dette kom 23 % fra Storbritannia, 15 % fra Tyskland, 9 % fra norske kilder, mens 20 % hadde ukjent opprinnelse (Figur 8).

Tilførslene av redusert nitrogen (NH_x) var i 1994 totalt ca 43 ktonn N. Av dette kom hele 16.5 ktonn fra norske kilder, mens Tyskland, Danmark og Storbritannia bidro med henholdsvis 4.4, 2.9 og 2.6 ktonnN. Ubestemte kilder bidro med 9.3 ktonnN. For perioden 1985-1994 var den gjennomsnittlige årlige deposisjonen 48 ktonnN. Av dette kom 75 % fra norske kilder. Tyskland, Danmark og Storbritannia bidro hver med henholdsvis 9, 6 og 7 %, mens 24 % hadde ukjent opprinnelse (Figur 8).

I følge EMEP (Barrett et al 1995) var Norge i perioden 1985 til 1994 tilnærmet i balanse på import og eksport av NO_x (imp./eksp. = 1.1), mens importen av NH_x var mer enn det dobbelte av eksporten (imp./eksp. = 2.1).



Figur 8. Gjennomsnittlig prosentvis bidrag fra ulike land til nitrogendeposisjonen over Norge. Tallene gjelder gjennomsnitt for perioden 1985-1994, og er hentet fra EMEP rapporten fra 1995 (Barrett et al. 1995).

3.1.2 Norske antropogene kilder

Norske, antropogene kilder for oksidert og redusert nitrogen er først og fremst henholdsvis trafikk og landbruk. Utslippene av NO_x var i 1992 ca 220 ktonn, og av NH_x ca 41 ktonn (Tabell 2). Til sammen utgjorde bil og båttrafikk nesten $\frac{3}{4}$ av NO_x utslippene. For NH_x kom det aller meste fra husdyrgjødsel med omkring 85 % av totalen, mens nitrogengjødsel bidro med ca 12 %.

Trafikk er naturlig nok størst i områder med tett befolkning og NO_x utslippene er størst der. Sett på kommunebasis kommer de største mengdene NO_x fra trafikk i Oslo. Dernest kommer tett befolkede områder som Bergen og Bærum. Betydelige industriutslipp gir Porsgrunn og Lindås henholdsvis 2. og 5. plass på listen over totale NO_x utslipp fra norske kommuner.

For NH_x er det områder med mye husdyrhold som bidrar med størst utslipp. Tre av de fem kommunene med størst utslipp av NH_x ligger på Jæren og to i Trøndelag. Alle er typiske landbrukskommuner. Særlig for NH_x vil store lokale utslipp også medføre store lokale deposisjoner. Overvåkningsdata fra "Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør" viser at på en rekke steder har lokale utslipp av ammoniakk innvirkning på resultatene (SFT 1994). I EMEP sammenheng regner en med at ca $\frac{1}{3}$ av NH_x utslippene ikke er tilgjengelig for langtransport. Det betyr at de ikke når utover EMEP-ruter på $150 \times 150 \text{ km}^2$. For NO_x regnes denne fraksjonen å være uten betydning (mindre enn 0,2 %).

Tabell 2. Nitrogenutslipp fra norske kilder (SSB).

Kilder	tusen tonn NO_x	%	tusen tonn NH_x	%
Totalt	220		41	
Olje,gass	38	17		
Biltrafikk	79	36		
Båttrafikk	80	36		
Industri	17	8		
Husdyrgjødsel			35	85
Nitrogengjødsel			5	12

Tabell 3. De 5 største utslippskommunene når det gjelder NO_x og NH_x (tonn). Det er ikke tatt hensyn til kommunestørrelsen (SSB).

Kommune	NO _x total	NO _x mobil	NH _x total	NH _x Prosess ¹⁾
Oslo	8133	7213		
Porsgrunn	3995	818		
Bergen	3964	3808		
Bærum	2291	2247		
Lindås	2195	250		
Hå			985	983
Klepp			803	801
Time			630	629
Steinkjer			580	578
Levanger			547	545

¹⁾ stort sett landbruk

3.1.3 Naturlige kilder

En regner med at det aller meste av NO_x utslippene er av antropogen opprinnelse. Kunnskapen om naturlige NO_x-kilder er imidlertid liten. I EMEP sammenheng er utslipp fra uspesifiserte naturlige kilder innrapportert for noen land (Barrett et al. 1995). Tall mellom 1000 og 15000 tonn NO_x er oppgitt for forskjellige land å være av naturlig opprinnelse. For NH_x er det gitt tall opptil 85000 tonn. Selv om selve kildene ikke er oppgitt, er det trolig at marine områder kan være ytterligere en kilde for naturlig NH_x. Datagrunnlaget for estimatene synes foreløpig å være meget usikre.

I EMEP er BEIS-modellen (Biogenic Emission Inventory System) anvendt for å beregne VOC (Volatile Organic Carbon) utslipp fra naturlige kilder. I EMEP-rapport Note5/1994 (Simson 1994) er det i tillegg beregnet foreløpige estimater på NO_x-utslipp (som NO₂) fra jord. Ved å anvende ulike koeffisienter for ulikt arealbruk, og en antatt avhengighet av temperatur, ble NO_x-utslippene fra skog og ikke-skog beregnet. For ikke-skog ble det i disse estimatene anvendt koeffisienter for grasmark og beitemark. Simson (op.cit.) sammenlignet resultatene med de totale utslippene av NO_x i europeiske land (basert på 1989 data). I de fleste tilfellene var de beregnede utslippene fra jord mellom 5 % og 10 % av totalutslippene. I de landene som bidrar mest til deponisjonen av nitrogen over Norge, som Storbritannia og Tyskland, var andelen fra jord henholdsvis 2,8 % og 3,0 % (Tabell 4). For flere land var imidlertid denne andelen langt høyere. For Norge var andelen ca 27 %. Utslippskoeffisienter basert på gras og beitemark kan tenkes å være for høye for norsk utmark som i stor grad er høytliggende fjellområder og andre lite produktive områder. Utslippene kan derfor være overestimert. Gjennomsnittlig for de viktigste importlandene for Norge var NO_x-andelen fra jord ca 5 %. Simson nevner at i det minste for Storbritannia var den beregnede andelen av NO_x fra jord i samme størrelsesorden som estimat funnet ved andre metoder (Simson 1991: 8%, Skiba et al.1992: 2-6 %). Ellers hevder forfatteren at en ikke kjenner sikkerheten i materialet fordi utslippsfaktorene i liten grad er kjent, og at det krever mer forskning for å kvantifisere de naturlige kildene i Europa. En kan tenke seg at denne type naturlige kilder er av betydning i avsidesliggende områder.

Tabell 4. Utslipp av NO_x (som NO₂, ktonn/år) fra antropogene kilder og jord (naturlig) estimert for de land viktigste importland for Norge. Beregningsgrunnlag fra 1989 etter Simson (1994).

Land	Antropogent	Jord	Jord/Antropogent, %
Danmark	270	32,2	11,9
Frankrike	1772	125,2	7,1
Tyskland	3377	100,1	3,0
Nederland	551	17,6	3,2
Norge	233	62,2	26,7
Polen	1480	73,2	4,9
Sverige	413	71,4	17,3
Storbritannia	2717	75,2	2,8
Sum	10813	557,1	5,1

Nylig har en begynt å se på marine områder som kilder for redusert nitrogen som deponeres på land (Barrett in press). Modellbetraktninger antyder utslipp i størrelsesorden 30000 tonn nitrogen i 1990 fra de europeiske havområdene. Av dette kom omkring 85 % fra Nordsjø-Østersjø-området. Totalutslippene er i samme størrelsesorden som utslipp fra Norge eller Finland. Utslippene har en klar sesongvariasjon med størst verdier om høsten. For noen land kan havområdene være blant de viktigste kildene for deponisjon av NH_x over land. Barrett (in press) angir at for Storbritannia var bidraget fra havområdene den 3. største kilden for NH_x i perioden august-oktober med 4,8 % av den totale importen (Tabell 5). I gjennomsnitt for hele året utgjorde den marine delen av NH_x-importen 2,6 %. For Norge ble den marine andelen av NH_x importen i august-oktober og i gjennomsnitt over året beregnet til henholdsvis 2,7 % og 2,0 %. De var derved henholdsvis den 8. og 10. viktigste kilden for NH_x deponisjon.

Tabell 5. Bidraget av NH_x med marin opprinnelse i forhold til total NH_x import. Etter Barrett (in press).

Mottakerland	August-oktober	Hele året
Storbritannia	4,8 %	2,6 %
Danmark	4,5 %	2,8 %
Norge	2,7 %	2,0 %
Sverige	1,7 %	1,1 %

I tillegg kommer nitrogentilførsler via elektriske utladninger, og biologisk fiksering. En regner med at NO_x-produksjon via lyn og fotokjemiske reaksjoner utgjør en liten del i forhold til biologisk nitrogenfiksering. Gamle data har antydnet maksimum 35 kgN/km²/år i tempererte områder (Odum 1971). Disse tallene synes svært høye, og det er tvilsomt om de kan gjelde for norske forhold.

Biologisk nitrogenfiksering er den eneste naturlige tilførselsveien for nitrogen ved siden av atmosfærisk avsetning. Enkelte arter av frittlevende heterotrofe bakterier og blågrønnalger er de viktigste for nitrogenfikseringen i barskog. Den årlige nitrogenfikseringen når der sjelden over 140 kgN/km²/år, mens det i tette bestander av or kan foregå symbiotisk nitrogenfiksering på opptil 22500 kgN/km²/år

(Rosen & Lindberg 1980, Nohrstedt 1982, 1985 og Wetzel 1983 i Løfgren 1991). I områder med lav deposisjon av nitrogen, kan det derfor tenkes at biologisk fiksering kan utgjøre en betydelig andel av nitrogentilførselen.

3.2 Fosfor

Jassby et al (1986) vurderte kildene til P deposisjonen på bakgrunn av forskjeller i fordelingen mellom innsamlingsstasjonene og forskjeller mellom sommer og vinter (regn-snø). Mye av forskjellene kunne forklares med lokale kilder som støv fra åpen jord og veianlegg eller fra utlekking fra organiske partikler som insekter, plantedeler og pollen. Jansson et al (1986) påpeker at fosformålinger i urbane strøk var høyere enn i upåvirkede områder.

Fosforinnholdet i nedbøren kan være svært variabelt. Nedbøren i industrialiserte områder og i områder med jordbruk har forhøyede fosforkonsentrasjoner. I Norge er det ikke registrert industri med spesielle utslipp av fosfor til luft. Imidlertid vil enhver forbrenning (industri, husholdning, biler, båter) også medfører utslipp av fosfor i tillegg til en lang rekke andre stoffer. Dessuten vil menneskelig aktivitet som medfører støvproduksjon fra jord og stein (eks. jordbruk og veislitasje) også kunne gi en viss spredning av fosfor. Rognerud et al (1979) og Berge (1983) registrerte forhøyede deposisjoner av totP vår/sommer og forklarte dette med stor spredning av pollen, insekter mm. i sommer halvåret. Det ble også registrert forhøyede konsentrasjoner om høsten, noe som kan forklares med stor aktivitet i jordbruket med høsting og jordbearbeiding.

Cole et al (1990) registrerte at hovedkilden for fosfor til en innsjø om sommeren var vindtransporterte partikler. Disse besto i stor grad av terrestre insekter, insektdeler og plantefragmenter av ulik størrelse. Deposisjonen avtok eksponensielt utover i innsjøen. De fant videre at denne type deposisjon var 50 til 70 ganger større enn fosfor fra elver eller som våtdeposisjon.

Lewis et al (1985) målte fosfordeposisjonen ukentlig gjennom flere år i et fjellområde i Colorado i USA. De observerte alle årene en betydelig økning tidlig på sommeren. Maksimumverdi over Lake Dillon i 1982 var hele 15 kgP/km²/uke. En stor del av dette var løst fosfor (filtrert gjennom 2 µm filter). Eventuell fosforlekkasje fra mineralstøv, forskjellige organiske partikler samt pollen kunne ikke forklare den store andelen filterbart fosfor. De sto derved overfor en ukjent kilde, muligens biologisk, som tilførte systemet betydelige mengder filterbart vannløslig fosfor over en kort periode. På grunn av løsligheten kan det ikke utelukkes langtransport. Denne type fosfordeposisjon er ikke rapportert av andre forfattere. Tvert i mot legges det vekt på at det ikke er annet fosfor i atmosfæren enn det som finnes i/på ulike typer vindtransporterte støvpartikler (se Ahl 1988). Menneskelig aktivitet har imidlertid medført en sterk økning i mengden partikler i atmosfæren. Blant annet kan en tenke seg at atmosfærisk fosfor kommer fra gjødslet mark. Ahl (1988) refererer til Morelli et al (1984) og bruker deres data til å beregne konsentrasjon og kilder for fosfor i aerosoler samlet ved luftfiltrering. Forsøkene var utført ved den atlantiske franskekysten under ulike meteorologiske forhold. Ahl konkluderte på grunnlag av elementfordelinger, at det antropogene fosforinnholdet varierte mellom 60 og 90% av det totale innholdet.

4. Avrenning av N og P fra utmark

4.1 Avrenning

SFT angir i sin håndbok for innsamling av data om forurensningstilførsler, avrenningskoeffisienter for nitrogen og fosfor til bruk i ulike deler av landet og for ulike typer arealbruk. Utmarksarealer inkluderer der både skog, myr og fjellområder. Bakgrunnsavrenning av nitrogen fra utmarksarealer er beregnet utfra sammenhengen mellom spesifikk avrenning og avrenning av nitrogen. For området "Nedre Telemark, Nedre Buskerud, Vestfold, Østfold og Akershus" gjelder f.eks. sammenhengen $y = 4x + 116$, der y er $\text{kgN/km}^2/\text{år}$ og x er spesifikk avrenning i L/s/km^2 . Fosforavrenningen er stort sett bestemt utfra naturtypen. Avrenningskoeffisientene er angitt som intervaller.

I modellen TEOTIL, som beregner tilførsler/transport av nitrogen og fosfor, er avrenningskoeffisienter for "skog" og "annet utmarksareal" skilt ad, men gitt samme verdier. Koeffisientene som anvendes i TEOTIL avviker noe fra tallene i SFTs håndbok delvis på grunn av nyere vurderinger og delvis fordi områdene som vurderes er mindre. Felles for koeffisientene er at de har grunnlag i et begrenset antall vitenskapelige undersøkelser som spesifikt tar for seg avrenning fra skog, myr eller fjellområder.

4.1.1 Skog

Bækken & Bratli (1995) gjorde en litteraturstudie av nitrogen- og fosforavrenning fra skog og annen utmark i de nordiske landene, samt skogbrukets effekt på avrenningen. De refererte til en forholdsvis omfattende studie av nitrogen og fosforavrenning fra norske skogsområder og virkningen av flatehogst på vannkvaliteten ble foretatt av Haveraaen i 1972-1977 (Haveraaen 1981). Undersøkelsen ble gjort i to skogfelt i Andebu kommune i Vestfold. Den gjennomsnittlige avrenningen av totalnitrogen fra var henholdsvis 110 og 140 $\text{kg/km}^2/\text{år}$. Avrenningen av nitratnitrogen utgjorde ca 20-30 % av totalnitrogen. Etter hogst økte avrenningen til 950 $\text{kgN/km}^2/\text{år}$ hvorav nærmere 70 % var nitratnitrogen. Den årlige fosforavrenningen fra disse to feltene varierte mellom 0,7 og 6 kg/km^2 (Tabell 6). Skogfeltene ble ansett å være representative for dette området. Nyere data for nitrogen fra et skogfelt ved Dal i samme området viste en gjennomsnitt på 925 $\text{kgN/km}^2/\text{år}$ på tre år hvorav 76 % var nitratnitrogen. Det antyder en kraftig økning i nitrogenavrenningen for dette området i løpet av de siste 10-20 årene.

En undersøkelse i Telemarksvassdraget i perioden 1975- 1979 beregnet fosforavrenning og partikkeltransport fra blant annet fem felt med blandingsskog og granskog (Rognerud et al. 1979). Avrenningen av fosfor var forholdsvis lik for de fem feltene med en variasjon fra 3,4 til 6.2 $\text{kg/km}^2/\text{år}$. I gjennomsnitt var avrenningen av totalfosfor 5,8 $\text{kg/km}^2/\text{år}$. Samlet sett viste de norske dataene en betydelig variasjon i nitrogenavrenningen med 60 og 925 $\text{kg/km}^2/\text{år}$ som ytterpunkter. Variasjonen syntes bare delvis å være geografisk og nedbøravhengig. For fosfor lå de refererte dataene stort sett mellom 1 og 6 $\text{kg/km}^2/\text{år}$.

Løfgren & Olson (1990) refererer litteratur som behandler nitrogenavrenning fra svenske skogsområder. Laveste og høyeste middelvei referert i disse undersøkelsene er henholdsvis 47 og 430 $\text{kgN/km}^2/\text{år}$. De har utfra tilgjengelige data fra såkalte PMK områder (program för övervakning av miljökvalitet), som de imidlertid påpeker er mangelfulle, beregnet avrenning av nitrogen og fosfor fra skogsområder i 8 deler av Sverige, fra Bottenviken til Skagerrak. Disse verdiene er sammenlignet med

de mest relevante undersøkelsene for bakgrunnsverdier. Estimaten for nitrogenavrenning er bemerkelsesverdig like for de ulike områdene. Størst nitrogenavrenning ble beregnet (og målt) langs vestkysten med avrenning mot Skagerrak, deler av Kattegat og Øresund med avrenningskoeffisienter på henholdsvis 236, 198 og 215 kgN/km²/år. I de øvrige delene av landet varierte nitrogenavrenningen mellom 100 og 150 kgN/km²/år. Beregningene er imidlertid basert på forholdsvis få undersøkelser og er derfor beheftet med betydelig usikkerhet (Løfgren & Olsson 1990). Særlig nevnes at tidsserier der næringslekkasjen og overflateavrenning studeres over lengre tid stort sett er fraværende for svensk skogsområde. For norske forhold er dette enda mer utpreget.

Løfgren & Olson (op.cit.) gjorde tilsvarende beregninger for fosfor som for nitrogenavrenning. Den høyeste avrenningskoeffisienten ble beregnet til 10.2 kgP/km²/år og ble registrert for skogsområder med avrenning til Bottenviken. Laveste avrenningskoeffisient ble beregnet til 3.2 kgP/km²/år for skogsområder som drenerte mot Østersjøen. Som gjennomsnitt for svenske skogsområder er det ved flere anledninger foreslått en koeffisient på 6 kgP/km²/år (Brink & Gustavson 1970, Ahl & Odén 1975).

De foreliggende resultatene for næringssaltavrenning fra skogsfelt i Finland viser ca. samme nivå som i svenske skogsområder. Ahtiainen (1992) angir gjennomsnittsverdier på 157, 204 og 208 kgN/km²/år for tre skogsområder. Av dette var bare mellom 1,3 og 3,3 kg nitratnitrogen som er mindre enn 2% av totalnitrogenet. Fosforavrenningen i de samme skogsområdene varierte fra 6,9 til 14,6 kgP/km²/år. Rekolainen (1989) angir et gjennomsnitt på 253 kgN/km²/år for 8 skogsfelt i perioden 1981-1985 spredt over den sørlige halvdel av Finland. Laveste og høyeste årgjennomsnitt alle feltene inkludert var henholdsvis 120 og 510 kgN/km²/år. De høyeste gjennomsnittsverdiene og maksimumverdiene ble observert lengst sør, og ble av Rekolainen forklart med høyere nitrogendeponering her enn i de øvrige delene av Finland. Pitkänen (1986) rapporterte tilsvarende resultater unntatt for de nordlige delene av Finland der nitrogenavrenningen ble estimert til 140 kgN/km²/år. Mussaari (1977) anslått bakgrunnsavrenningen i Finland til 185 kgN/km²/år. For fosfor angir Rekolainen (op.cit) en gjennomsnittlig avrenning på 11,6 kg/km²/år. Det er tilnærmet samme bakgrunnsavrenning som anslått for Finland av Mussaari (op.cit).

Tabell 6. Avrenningskoeffisienter for nitrogen og fosfor fra norske skogsområder (Bækken og Bratli 1995).

Avrennings-område		tot.N kg/km ² /år	NO ₃ -N kg/km ² /år	tot.P kg/km ² /år	Referanse
Oslo					
Skjervbekken	1989-1991	160	90	3	Holtan & Holtan 1993
Oppland					
Volbubekken	1993	100		4	Ludvigsen 1995
	1994	60		1	
Vestfold					
Andebu I ref,	1972-75	110	40	0,7	Haveraaen 1981
Andebu I, ref,	1975-77	140	22	6	
Andebu II, "før hogst",	1972-75	140		1,9	
Telemark					
Telemarkvassdraget	1975-79				
Barskog				4,6	Rognerud, Berge & Johannesen 1979.
Blandingsskog				3,4	
Blandingsskog				5,6	
Blandingsskog				6,2	
Blandingsskog				6,2	
Rogaland, Bjerkreimvassdraget					
Svela,	1993-94	589	354	2,6	Kaste et al. 1995
Høgmo,	1993-94	238	114	3,0	
Vestfold Aulivassdraget					
Dal,	1992-94	925	703		
Svartbekken		320	180		
Tuften		280	160		
Aust-Agder					
Gjerstad St 1		364	98	4,8	Hindar pers. med.
St 4		338	97	4	
St 10		235	40	2	

4.1.2 Annen utmark

Avrenning av nitrogen og fosfor antas å være større fra myrområder enn fra produktive skogsområder. For svenske forhold oppgir Bergquist et al. (1984) en gjennomsnittlig nitrogenavrenning på mellom 200 og 400 kg/km²/år, Lundin & Bergquist (1990) angir 410 kgN/km²/år og Olofson (1989) finner en avrenning på 210 kgN/km²/år. I de samme undersøkelsene ligger fosforavrenningen på henholdsvis ca 6 - 8,5, 10 og 14 kgP/km²/år. Det synes først og fremst å være organisk bundet nitrogen og fosfor som øker i forhold til avrenning fra skog. På bakgrunn av et fåtallig observasjoner antar Løfgren & Olson (1990) at avrenningen av organisk bundet nitrogen og fosfor er dobbelt så stor fra myrområder som fra vanlige skogsområder med podsoljord. De antar videre at avrenning av de uorganiske fraksjonene er omtrent like fra myr og skog. Beregnet nitrogenavrenning fra myr/impedimenter for 8 definerte områder i Sverige varierte mellom 146 og 273 kg/km²/år med et gjennomsnitt på ca 240 kg/km²/år, mens tilsvarende for skog var 100 - 236 kg/km²/år og 170 kg/km²/år. Tilsvarende beregninger for fosfor var 6 - 20 kg/km²/år med gjennomsnitt ca 10 for myr/impediment, og 3,2 - 10,2 kg/km²/år med

gjennomsnitt ca 6 kg/km²/år for skog. Datagrunnlaget for disse beregningene er imidlertid dårlig og gjør beregningene usikre (Løfgren & Olson op.cit.).

Antall undersøkelser av nitrogen og fosforlekkasje fra veldefinerte fjellområder er få. I enkelte undersøkelser har imidlertid "fjell" inngått uten nærmere definisjon. Holmen (1978) anbefalte en avrenningskoeffisient på 110 kg/km²/år for totalnitrogen og 6 kg/km²/år for totalfosfor. Dette var basert på anslag fra Uhlen i Stortingsmelding nr. 7, 1972-73, om at nitrogen- og fosforavrenning fra fjellområder var halvparten av det fra skog samt noe observasjonsmateriale av fosfor fra Holtan (1973). I øvre deler av Ottavassdraget, ved Ofossen og nederst i Bøvra var imidlertid den gjennomsnittlige fosforavrenningen i perioden 1977-1979 henholdsvis 11,5 og 24 kg/km²/år, med en årvis variasjon mellom henholdsvis 0,5 og 18, og 17 og 35 kgP/km²/år (Holtan et al. 1980). De høye verdiene skyldtes partikulært fosfor, vesentlig appetittfosfor, som ble tilført som erosjonsprodukter fra de ovenforliggende breområdene. Også for nitrogen var avrenningskoeffisientene fra disse fjellområdene noe høyere enn foreslått av Holmen (1978). Ved Ofossen og Bøvra var den gjennomsnittlige avrenningen for perioden 1977-1979 henholdsvis ca 200 og ca 150, men med store årlige, og sèssongmessige variasjoner. Vi kjenner ikke til fordelingen av fjellskog og snaufjell i dette området. Et mindre fjellområde i Telemark med ca ¾ høgfjell hadde en avrenningskoeffisient for fosfor på 9 kg/km²/år (Rognerud et al 1979).

I forbindelse med prosjektet "Nitrogen fra fjell til fjord" er avrenningen av nitrogen og fosfor fra to heifelt undersøkt. Avrenningen av nitrogen fra heifeltet ved Longavatn ble beregnet til 756 og 569 kgN/km²/år i henholdsvis 1993 og 1994 (Tabell 7). I disse årene var henholdsvis 62% og 55% av nitrogenet nitratnitrogen. Data for avrenningen av fosfor var bare tilgjengelig for 1994 og ble da beregnet til 7,4 kgP/km²/år. Løfgren & Olson (1990) bemerker at det ikke finnes data (svenske) på arealavrenning for nitrogen og fosfor fra hei og fjell, og antar at avrenningen fra disse områdene er den samme som for skogsområder.

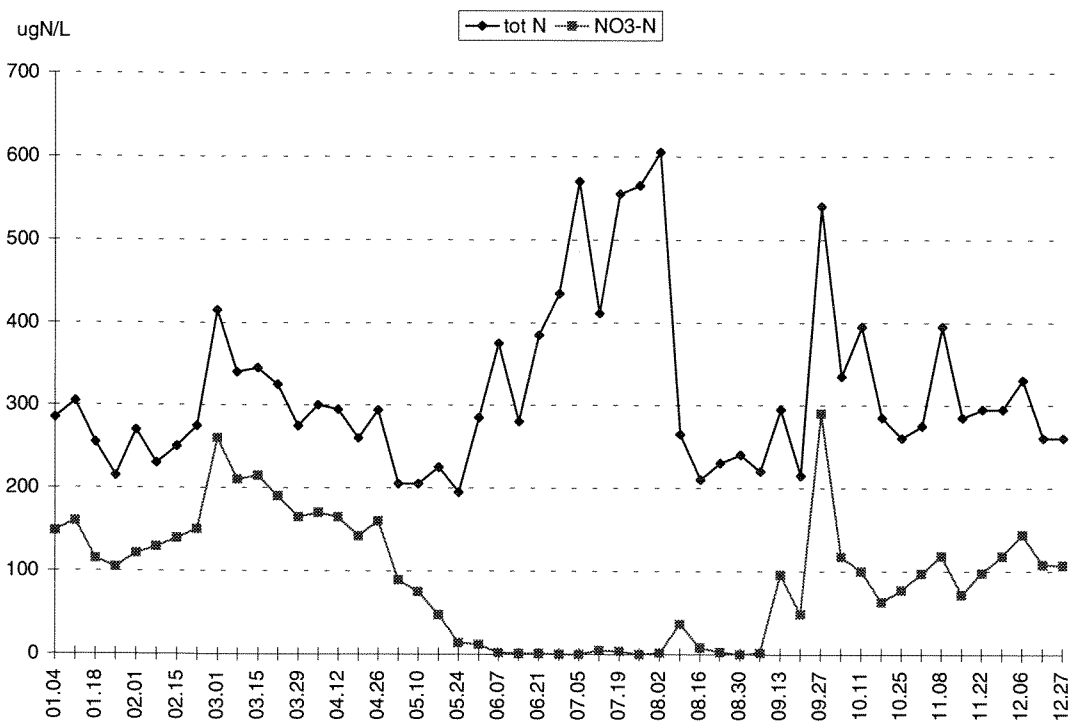
Tabell 7. Avrenningskoeffisienter for nitrogen og fosfor fra hei og fjellområder i Norge.

Område	tot-N kg/km ² /år	tot-P kg/km ² /år	Partikler t/km ² /år	Referanser
Hei				
<i>Rogaland, Bjerkreimvassdraget</i>				
Longavatn, hei, 1993	756			Kaste et al 1994
1994	569	7,4		Kaste et al 1995
Fjell				
"Snaufjell"	110	6		Holmen 1978
Telemark, 1975-79		9	1,54	Rognerud, Berge & Johannesen 1979.
75% høgfjell (1 felt)				
Otta				
Ofossen 1977	105	0,5		Holtan et al 1980
1978	145	16		
1979	357	18		
Bøvra 1977	80	17		
1978	149	21		
1979	230	35		

4.2 Årstidsvariasjoner

Det er en betydelig variasjon i nitrogenkonsentrasjonene i vann og vassdrag gjennom året. På grunn av biologisk opptak i sommerhalvåret kan konsentrasjonene av nitrat og ammonium bli meget lave. Konsentrasjonen av organisk nitrogen forblir derimot like høy eller høyere. Eksempel på årstidsvariasjoner i nitrogenkonsentrasjoner i avrenningsvann fra forskningsfeltet ved Birkenes på Sørlandet (Figur 9). Her er konsentrasjonen om sommeren tildels under deteksjonsgrensen. I elver er nitratkonsentrasjonene betydelig høyere. Det betyr at mye nitrat sannsynligvis når elvene som overflateavrenning. I enkelte vassdrag på Sørlandet (Bjerkreim-vassdraget) er nitrogenavrenningen/konsentrasjonen meget høy gjennom det meste av året.

Det er også en betydelig årstidsvariasjon i avrenningen av nitrogen og fosfor. Variasjonen styres i stor grad av nedbørmengden/avrenningen. Et eksempel på årstidsvariasjonen fra skogsfeltet ved Dal i Aulivassdraget er vist i Tabell 8. Både for nitrogen og fosfor varierer avrenningen fra ingen avrenning i det hele tatt i juli til henholdsvis 248 kgN/km²/mnd og 4,3 kgP/km²/mnd i april. For nitrogen utgjør aprilavrenningen hele 40 % av årsavrenningen. Avrenningen de tre månedene mars, april og oktober utgjør ¾ av totalavrenningen av nitrogen. Det samme mønsteret gjelder for fosfor. Stofftapet er meget sterkt korrelert med avrenningintensiteten. De kraftige variasjonene viser at tidspunktet for innsamling av data er meget viktig og avgjørende for å lage realistiske beregninger av avrenningskoeffisienter.



Figur 9. Sesongvariasjon i konsentrasjonen av totalnitrogen og nitratnitrogen ved Birkenes på Sørlandet i 1993.

Tabell 8. Årstidsvariasjon for avrenning av nitrogen og fosfor fra skogsfelt Dal i Aulivassdraget 1994 (Kaste et al 1995)

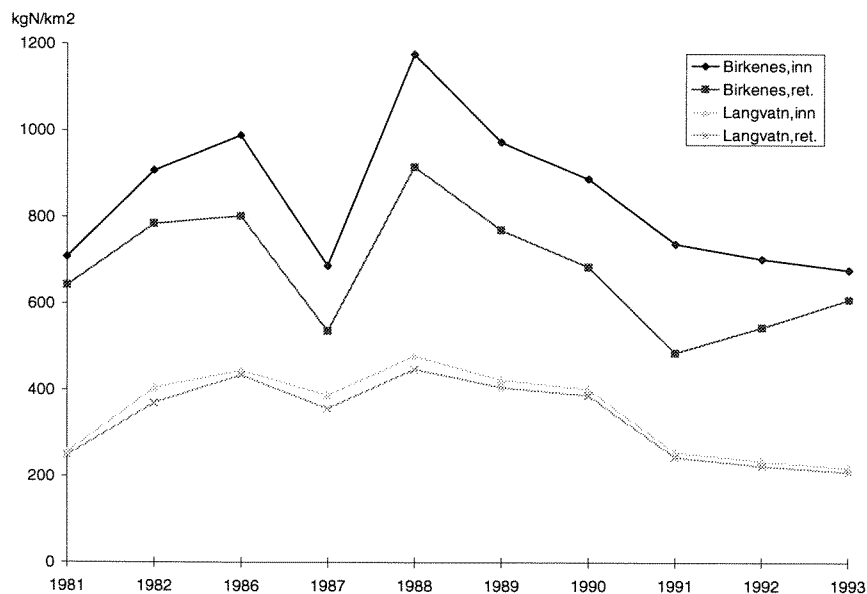
	tot N kg/km ²	NO ₃ -N kg/km ²	tot P kg/km ²	avrenning mm
januar	33,6	14,3	3,2	42
februar	15,3	9,6	0,1	26
mars	123,7	80,2	1,9	137
april	248,4	127,1	4,3	298
mai	4,5	0	0,08	16
juni	1,1	0	0,03	1
juli	0	0	0	0
august	34,2	18,1	0,4	40
september	26,3	0,6	1,0	89
oktober	114,7	84,3	1,8	178
november	19,5	10,5	0	51
desember	12,6	7,1	0,1	21
sum 1994	633,9	351,8	12,9	899

5. Deposisjon og avrenning

Fordi mye av den atmosfæriske avsetningen bindes opp i vegetasjon og jordsmonn og tilbakeføres til atmosfæren som elementært nitrogen via denitrifisering, er avrenningen normalt langt lavere enn tilførslene. Anslag referert i SFT (Holtan & Åstebøl 1991) antyder ca 40 % lavere. Foreliggende data fra Longavatn i Rogaland viser en våtdeposisjon på ca 1400 kgN/km²/år (NO₃-N + NH₄-N).

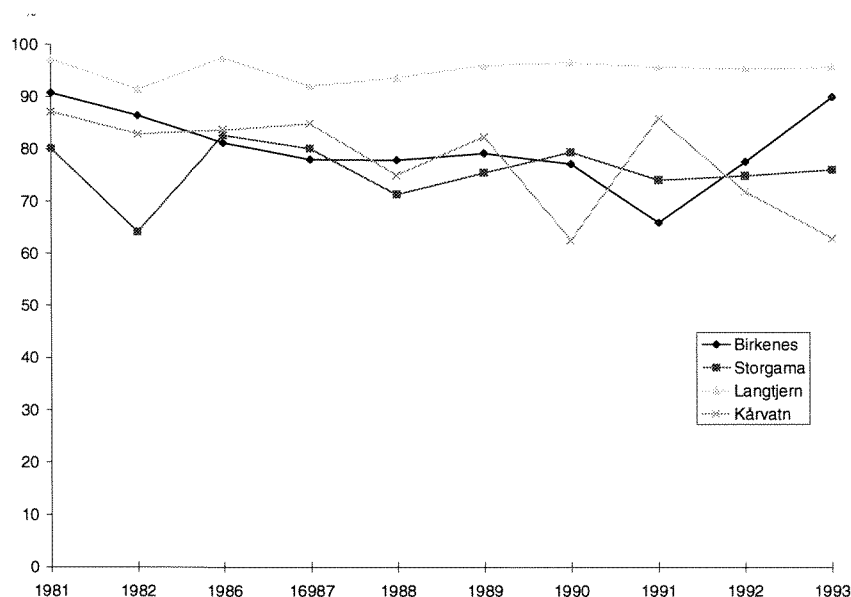
Avrenning av nitrogen fra heifeltet ved Longavatnet var 756 og 569 kg/km²/år i henholdsvis 1993 og 1994. Det antyder at 50 - 60 % av deponert nitrogen holdes tilbake i dette heiområdet. En nærliggende nedbørstasjon til skogfeltet ved Dal i Aulivassdraget hadde et nitrogennedfall på ca 1200 kgN/km²/år. I 1992 ble nitrogenavrenningen fra skogfeltet beregnet å være 1650 kg/km²/år eller ca 40 % større enn den atmosfæriske tilførselen. Det er imidlertid noe usikkerhet i dataene p.g.a. få prøver tatt inn bare sommer og høst. I 1993 og 1994 ble ca 50 - 60 % av nitrogenet holdt tilbake.

På fire stasjoner i "Overvåking av forurenset luft og nedbør" er det beregnet netto transport av NO₃ fra nedbørfeltene. Av disse er området ved Birkenes (Vest-Agder) dominert av skog, mens de andre områdene, Storgama (Telemark), Langtjern (Buskerud) og Kårvatn (Møre og Romsdal) domineres av bart fjell og hei (SFT 1994). Deposisjonen og tilbakeholdelsen varierte mellom lokalitetene. Ved Birkenes var deposisjonen og retensjonen i 1993 henholdsvis 680 og 610 kgN/km²/år. Ved Langtjern var deposisjonen i 1993 220 kgN/km²/år. Det aller meste, 210 kgN/km²/år ble holdt tilbake (Figur 10).



Figur 10. Deposisjon (inn) og retensjon (ret.) av NO₃-N i nedbørfelt ved Birkenes og Langvatn (SFT 1994).

Siden 1981 har avrenningen av nitrat - nitrogen stort sett vært mindre enn 30 % av deposisjonen på alle lokalitetene. Ved Langtjern er mindre enn 10 % av deponert nitrat-nitrogen funnet igjen i avrenningen (Figur 11).



Figur 11. Tilbakeholdelse av nitratnitrogen i forhold til deposisjonen ((inn - ut)/inn) på fire lokaliteter i "Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør" (SFT 1994).

Et grovt estimat på forholdet mellom deposisjon og avrenning kan gjøres ved å sammenligne deposisjonstall fra EMEP mot avrenningskoeffisienter brukt i TEOTIL. viser noen eksempler. Retensjonen ligger her mellom 52 % og 86 % av deposisjonen.

I det lange løp kan den stadige og tildels store deposisjonen av antropogent nitrogen medføre endringer i nitrogensyklusen og gi nitrogenmetning i økosystemet. Med nitrogenmetning forstås en situasjon der tilgangen på nitrogen overskrider kapasiteten jordsmonn og vegetasjon har til å absorbere nitrogenet. En slik situasjon vil endre konsentrasjonene og mønsteret i avrenningen av nitrogen. I følge Traaen & Studdard (1995) kan lekkasje av nitrogen fra det terrestriske systemet til overflatevann beskrives i stadier. Stadiene karakteriseres av endringer i normale sesongvariasjoner og langtidstrender i NO_3 -konsentrasjoner i overflatevannet. Dette igjen reflekterer endringer i nitrogensyklusen i nedbørfeltet. Stadium 0 beskrives som normaltstanden med lave NO_3 konsentrasjoner i vekstsesongen, og målbare konsentrasjoner stort sett bare i smelteperioder og ved kraftig nedbør. Stadium 1 er et tidlig stadium av nitrogenmetning. Stadium 2 og 3 viser en økende nitrogenmetning med en stadig større nitrogenlekkasje til overflatevannet. Traaen & Stoddard (op.cit.) nevner at av 10 ICP nedbørfelt i Norge tilhører 4 stadium 0, 4 stadium 1 og 2 stadium 2. Typisk finner en stadium 0 i Midt- og Nord-Norge, stadium 1 på Vestlandet og Stadium 2 på Sørvestlandet.

Dise & Wright (1995) viste at for 65 undersøkte skogsfelt i Europa ble det ikke registrert vesentlig nitrogenlekkasje ved deposisjon mindre enn $1000 \text{ kgN/km}^2/\text{år}$. Ved deposisjoner mellom 1000 og $2500 \text{ kgN/km}^2/\text{år}$ ble det observert stor variasjon med ubetydelig nitrogenavrenning fra noen steder (først og fremst i Skandinavia) og vesentlig nitrogenlekkasje andre steder (først og fremst i sentral- og Nord-Europa). Ved deposisjoner over $2500 \text{ kgN/km}^2/\text{år}$ var det en betydelig lekkasje fra alle skogflatene. De viste også at den viktigste faktoren til å forklare nitrogenavrenningen var nitrogendevisjonen.

Løfgren & Olsson (1991) angir for hele Sverige at nesten halvparten av nitrogentilførselen til vassdragene var bakgrunnsavrenning beregnet fra dagens avrenningsdata. De beregnet at ca 2/3 av fosfortilførselen til svenske vassdrag kom fra avrenning fra landområder. Ca 4 % kom som direkte

deposisjon på vannoverflatene. De nevner at skogområder er den største enkeltkilde. Ca 2/3 av fosfortilførselen til vassdragene er bakgrunnstilførsel beregnet av dagens avrenning i skogselver.

Tabell 9. Beregnet deposisjon og avrenning av nitrogen i EMEP-ruter og fra TEOTIL-områder i Sør-Norge med høy og lav avrenning (Tørseth & Pedersen 1994, Bækken & Bratli 1995), samt beregnet tilbakeholdelse av nitrogen i hvert område. KgN/km²/år

EMEP rute	TEOTIL område	TotN-dep EMEP	TotN-avr. TEOTIL	Holdes tilbake	% tilbakeholdes
4	Vest Agder Y	2430	400	2030	84
9	Vest Agder Y	2190	300	1890	86
8	Ryfylke	2160	450	1710	79
3	Jæren	2160	450	1710	79
7	Ryfylke	1800	450	1350	75
10	Aust Agder Y	1740	400	1340	77
2	Jæren	1700	450	1250	74
13	Boknafjord	1590	450	1140	72
16	Aust Agder Y	1500	400	1100	73
1	Jæren	1430	450	980	69
23	Aust Agder Y	1210	400	810	67
6	Boknafjord	1090	450	640	59
31	Telemark Y	1060	300	760	72
41	Y. Oslofj.	1020	300	720	71
40	Y. Oslofj	970	300	670	69
5	Boknafjord.	940	450	490	52
52	Indre Haldenv	920	170	750	82
51	Øyern	900	300	600	67
50	Oslo	830	300	530	64
60	Hedmark Glom.sør	750	120	630	84
59	Oppland Mjøsa	550	100	450	82
69	Hedmark Mjøsa	490	100	390	80
68	Oppland Lågen	430	80	350	81
58	Oppland Mjøsa	430	100	330	77
48	Buskerud/Num.l.	400	80	320	80
57	Oppland Begna	390	80	310	79
67	Oppland Lågen	270	80	190	70

6. Biologisk tilgjengelighet

Jordsmonn som ble dannet etter siste istid var svært nitrogenfattig. Biologisk nitrogenfiksering og en lav nitrogendeposisjon var hovedkildene for nitrogentilførsel. Planter som invaderte denne type biotoper kunne derfor klare seg med lite nitrogen, de var nitrogenfikserende eller levde i symbiose med nitrogenfikserende organismer. Dagens naturlige skogsøkosystemer er effektive i å holde nitrogenet i et tett kretsløp. Nitrogenkretsløpet karakteriseres ved små tap. Gjennom tidene har det medført en lagring av nitrogen i podsoljord på omkring 20 til 50 kgN/km²/år siden siste istid (Rosén et al. 1992).

Skog-økosystemer har lagret store mengder nitrogen. Normalt kan nitrogenmengden variere mellom ca. 100 og 800 tonnN/km² i tempererte skoger (Gundersen 1989, Løfgren 1991). Nitrogenlageret varierer med klima, vegetasjon, jordtype og grunnvannsnivå. Det meste av nitrogenet lagres i jordsmonnet. Rosén (1988) estimerte for et granskogområde med middels bonitet i midt-Sverige ca 90 tonnN/km² i mineraljorden (20 cm), ca 45 tonn N/km² i humuslaget, mens trærne inneholdt ca 35 tonnN/km². Løfgren (1991) vurderte på bakgrunn av tilgjengelig litteratur de normale variasjonsområdene for mengden av lagret, tilført og tapt nitrogen samt den interne sirkulasjonen i en skandinavisk barskog (Tabell 10)

Biologisk nitrogenfiksering er den eneste naturlige tilførselsveien for nitrogen ved siden av atmosfærisk avsetning. Enkelte arter av frittlevende heterotrofe bakterier og blågrønnalger er de viktigste for nitrogenfikseringen i barskog. Den årlige nitrogenfikseringen når der sjelden over 140 kgN/km²/år, mens det i tette bestander av or kan foregå symbiotisk nitrogenfiksering på opptil 22500 kgN/km²/år (Rosen & Lindberg 1980, Nohrstedt 1982, 1985 og Wetzel 1983 i Løfgren 1991)

Tabell 10. Normalvariasjonen i nitrogenbudsjetter i skandinaviske barskoger. Etter Løfgren (1991).

	Normal variasjonsbredde
Lager	
Biomasse	10-50 tonn N/km ²
Humus	30-150 tonn N/km ²
Mineraljord	100-800 tonn N/km ²
Tilførsel	
Deposisjon	200-2500 kg N/km ² /år
Nitrogenfiksering	≤ 100 kg N/km ² /år
Tap	
Denitrifisering	≤ 100 kg N/km ² /år
Avrenningsvann, naturlig system	50-200 kg N/km ² /år

Tilveksten i skog er vanligvis nitrogenbegrenset. Den antropogene nitrogentilførselen har derfor en gjødslingseffekt. I områder med lav deposisjon vil det aller meste av nitrogenet holdes tilbake i jord og vegetasjon. Høy deposisjonsrate kan derimot gi nitrogenmetning. Selv om nitrogentilførselen kan virke gunstig på skogens tilvekst, øker sannsynligvis ikke trofitylstanden i ferskvannsresipientene der fosfor vil være den begrensende faktor. Hovedproblemet med økende nitrogenbelastning synes å være forsuring av overflatevannet (Grennfelt & Hultberg 1985, Kaste et al 1995).

Fosfor i jordsmonnet er først og fremst bundet til mineraler. I tillegg er det organisk fosfor bundet i levende organismer, dels i humus og andre organiske forbindelser. Ved nedbrytning frigjøres fosfat. Løsligheten av fosfat i jordvæsken er pH avhengig. I sur jord bindes fosfat i jern og aluminiumkomplekser. I kalkrik jord dannes tungtløslige kalsiumfosfater. Fosfater adsorberes også til leirpartikler. Fosfor er vanligvis minimumsfaktor i ferskvann og en økt tilførsel til denne type resipienter kan medføre en eutrofiering.

Det er få gode målinger på deponisjon av fosfor. Man regner med at ca 50% av fosforet i nedbøren er partikulært og derfor lite biologisk tilgjengelig. Deponert fosfor bindes raskt opp i jordsmonnet. På grunn av erosjon og forvitring får vassdragene en naturlig tilgang på fosfor. Berge og Källqvist (1990) studerte biotilgjengeligheten av fosfor fra ulike typer avrenning. De fant at bare 13 % av fosfor i naturlig erosjonsmateriale er biotilgjengelig i rennende vann.

Det er utført målinger av nitrogen og fosfordeponisjon direkte på overflaten til innsjøer. Deponisjonen kan være av vesentlig betydning for N- og P-budsjettet for innsjøen. Det er imidlertid avhengig av innsjøareal og egenskaper ved nedbørfeltet. Jansson (1979) nevner for Stugsjøen i Nord-Sverige at sommerdeponisjonen av nitrogen og fosfor direkte på overflaten utgjorde henholdsvis 38 % og 50 % av den totale tilførselen. På årsbasis utgjorde den atmosfæriske deponisjonen på overflaten ca 20 % av totaltilførselen for både nitrogen og fosfor. Schindler et al (1973, 1976) fant at den atmosfæriske tilførselen av næringsstoffer var ca 50 % for to oligotrofe innsjøer.

7. Forskningsbehov, forslag til videre undersøkelse

Forskningsbehovet er betydelig både når det gjelder kunnskap om naturlige kilder, deponisjon, forholdet mellom deponisjon og avrenning og avrenningsmengder. Kunnskapsmangelen er størst når det gjelder fosfor (Tabell 11).

Tabell 11. Kunnskapsstatus omkring enkelte naturlige og menneskeskapte forhold som påvirker nitrogenets og fosforets syklus.

	Utslippskilder til luft		Spredning	Deponisjon	Avrenning	Dep/Avrenn
	Antrop.	Naturlige				
N	god	dårlig	god	god	middels	middels
P	dårlig	dårlig	dårlig	dårlig	dårlig	dårlig

7.1 Deposjonsmålinger

På bakgrunn av de få undersøkelsene som er gjort på fosfor, bare to i Norge utført i -70-åra, bør det gjennomføres en studie hvor tørr- og våtdeponisjonen måles på forskjellige utmarksarealer som skog, fjell og åpent vann. Deponisjon på åpen vannflate er spesielt viktig, da denne fosforkilden kan utgjøre mye, og hvor koeffisientene er relativt høye og svært usikre. Å skille mellom fraksjoner, løst reaktivt og partikulært er viktig, samt at en må foreta detaljerte studier for å skille på kilder. Det viser seg at innsamlingsmetodikken, type felle etc., betyr mye for resultatet, og dette bør utprøves, vurderes og samordnes i størst mulig utstrekning. Det bør være mulig å hekte seg på allerede eksisterende deponisjonsmålinger utført av NILU, kanskje med unntak av de målingene som må foretas ute på innsjøer.

Kildestudier, særlig de naturlige kildene, vil være viktige også for nitrogen. Det er beregnet at ca 5 til ca 30 % av NO_x skyldes naturlige kilder fra jord. Beregningene er basert på koeffisienter for ulike typer arealbruk. Koeffisientene er meget usikre. Det er usikkert hvor godt de reflekterer naturlige forhold, og i hvor stor grad "bakgrunnskoeffisienter" også er påvirket av antropogene kilder.

7.2 Avrenning

Avrenningsstudier særlig av fosfor fra utmarksarealer er det gjennomført forholdsvis få av i Norge, og gjør at koeffisientene, bl.a. i TEOTIL er tilsvarende usikre. Det bør gjøres studier i skog/hei/fjellområder for forskjellige representative regioner. Det bør være sentralt å få kvantifisert hvor mye av avrenningen som skyldes menneskelige aktiviteter (skog/skogsdrift, antropogen deponisjon etc.) og hva som skyldes naturlig graving i elveleiet og andre mer naturlige prosesser.

8. Litteratur

- Aamlid, D. 1994. Forurensninger i skog. Analyser av nedbør på intensivt overvåkede forskningsflater i 1993. - Skogforsk rapport 19/94.
- Ahl, T. 1988. Background yield of phosphorus from drainage area and atmosphere. An empirical approach. - *Hydrobiologia* 170: 35-44.
- Ahl, T. & Odén, S. 1975. Närsaltkällor - en översikt. I: Eriksson, U. (Ed). Eutrofiering. Nordforsk miljövårdssekretariat. Publikasjon 1975:1.
- Ahtiainen, M. 1992. The effects of forest clear - cutting and scarification on the water quality of small brooks. - *Hydrobiologia* 243/244: 465-473.
- Barrett, K. Oceanic ammonia emissions in Europe and their transboundary fluxes. - In prep.
- Barrett, K., Seland, Ø., Foss, A., Mylona, S., Sandnes, H., Styve, H. and Tarrasón, L. 1995: European Transboundary Acidifying Pollution. Ten years calculated fields and budgets to the end of the first Sulphur Protocol. - The Norwegian Meteorological Institute, Oslo. EMEP/MSC-W Report 1/95.
- Berge, D. 1983. Tyrifjorden. Sammenfattende rapport fra Tyrifjordundersøkelsen 1978 - 1981. - Tyrifjordutvalget, Berge, D. redaktør.
- Berge & Källqvist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning sammenlignet med andre forurensningskilder. - NIVA Rapport 2367.
- Bergquist, B., Lundin, L. & Andersson, A. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs och myrbruk. - Rapport limnologiska institutionen, Uppsala Univ., LIU 1984: B4.
- Brink & Gustavson 1970. Kväve och fosfor från skog, åker och bebyggelse. - Lantbr. högskolan, Inst. för markvetenskap, Uppsala, Vattenvård Nr. 1.
- Bækken, T. & Bratli, J L. 1995. Avrenning og forurensning fra skog og skogsbruk. En litteraturstudie. - NIVA-Rapport 3354-95.
- Cole, J.J., Caraco, N.F. & Likens, G.E. 1990. Short range atmospheric transport; A significant source of phosphorous to an oligotrophic lake. - *Limnol. Oceanogr.* 35(6): 1230-1237.
- Dise, N.B. & Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in to relation to nitrogen deposition. - *Forest Ecology and Management* 71: 153-161.
- Granat, L. 1987. Luft och nederbørds-kämiska stationsnätet inom PMK. Rapport från verksamheten 1986. - SNV Rapport 3328.
- Grennfelt, P. & Hultberg, H. 1985. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. - *Water, Air and Soil Pollut.* 30:945-963.
- Gundersen, P. 1989. Luftforurening med kvaeststofforbindelser - effekter i nåleskov. - Ph.D. Thesis. Lab. Env. Sci. & Ecol, Techn. Univ. Denmak.

- Happala, K. 1977. Luftburen föroreningstilførsel - Vattenstyrelsens observationer 1971-1976. I: Diffuse vannföroreningar, Nordforsk, Helsinki. Publ. 1977, 2:151-160.
- Haveraaen, O. 1981. Virkning av hogst på vannmengde og vannkvalitet fra en østnorsk barskog. Meddelelse fra NISK 36.7. Ås.
- Holtan, H. & Holtan, G. 1993. Avrenning fra jordbruksområder i Maridalen 1989 - 1991. - NIVA Rapport 2839.
- Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P. & Tjomsland, T. 1980. Gudbrandsdalslågen og Mjøsa. Resipientvurderinger i forbindelse med reguleringsinngrep i Jotunheimen. - NIVA Rapport 1200.
- Holtan & Åstebøl 1991. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til fjorder og vassdrag, Revidert utgave - november 1991. - SFT Rapport TA - 774/1991.
- Holmen, S. A. 1978. Tilførsler av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra nedbør, skog, snaufjell og jordbruk. - NIVA Rapport A2-32.
- Jansson, M. 1979. Nutrient budgets and the regulation of nutrient concentrations in a small sub-arctic lake in northern Sweden. - *Freshwater biology* 9; 213-231.
- Jansson, M., Persson, G. & Broberg, O. 1986. Phosphorus in acidified lakes: The example of Lake Gårdsjön, Sweden. - *Hydrobiologia* 139: 81-96.
- Jassby, A.D., Reuter, J.E., Axler, R.P., Goldman, C.R. & Hackley, S.H. 1994. Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in the annual nutrient load of Lake Tahoe (California-Nevada). - *Water Resources Res.* 30(7): 2207-2216.
- Kaste, Ø., Beckmann, M. & Tørseth, K. 1994. Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport 1993. - NIVA Rapport 3105.
- Kaste, Ø., Høyås, T.R., Berge, D., Fjeld, E., Johansen, S.W., Lindstrøm, E.-A., Nilsen, P. & Tørseth, K. 1995. Nitrogen fra fjell til fjord. Årsrapport 1994. - NIVA Rapport 3284
- Kowalczewski, A. & Rybak, J.I. 1981. Atmospheric fallout as a source of phosphorus for Lake Warniak. - *Ekol. Pol.* 29:63-71.
- Likens, G.E., Eaton, J.S., Johnson, N.M., & Pierce, R.S. 1985. Flux and balance of water and chemicals. In: *An ecosystem approach to aquatic ecology. Mirror lake and its environments.* Ed. Likens, G.E., Springer -Verlag.
- Lewis, W.M., Grant, M.C. & Hamilton, S.K. 1985. Evidence that filterable phosphorus is a significant atmospheric link in the phosphorus cycle. - *Oikos* 45: 428-432.
- Ludvigsen, G.H. 1995. Jordsmonnovervåkning i Norge 1992-1996. Rapport fra programmet 1995. - Jordforsk Rapport 81/95.
- Lundin, L. & Bergquist, B. 1990. Effects on water chemistry after drainage of a bog for forestry. - *Hydrobiologia* 196: 167 - 181.

- Løfgren, S. 1991. Influence of atmospheric nitrogen deposition on nitrogen leakage to surface water in forest ecosystems. Nordic Council of Ministers. 52 s.
- Løfgren, S. & Olsson, H. 1990. Tillførsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. - Statens Naturvårdsverk Rapport 3692.
- Lövblad, G., Amann, M., Andersen, B., Hovmand, M., Joffre, S. and Pedersen, U. 1992: Deposition of Sulfur and Nitrogen in the Nordic Countries: Present and Future. - *Ambio*, 21:339 - 347.
- Mussaari, J. 1977. Belastning från jordbruket och möjligheterna att minska den. - Trettonde nordiska symposien om vattenforskning. - Nordforsk, Helsinki.
- Odum, E.P. 1971. Fundamentals of ecology. - Saunders Company, Philadelphia. 574 pp.
- Olofson, H. 1989. Torvexploatering på Stormyran - effekter på vattenmiljön. Rapport LIU1989:B3., Limnologiska Inst., Univ. Uppsala.
- Persson, G. & Broberg, O. 1985. Nutrient concentrations in the acidified Lake Gårdsjön: The role of transport and retention of phosphorus, nitrogen and DOC in watershed and lake. - *Ecol. Bull Stockholm* 37:158-175.
- Peters, N.E. & Reese, R.S. 1995. Variations of weekly atmospheric deposition for multiple collectors at a site on the shore of lake Okeechobee, Florida. - *Atmos. Environ.* 29: 179-187.
- Pitkänen, H. 1986. Discharges of nutrients and organic matter to the Gulf of Bothnia by Finnish rivers in 1968-1983. _ Publications of the Water Research Institute, National Boards of Waters, Finland. 68: 72-83.
- Psenner, R. 1984. The proportion of atmospheric inputs of carbon, nitrogen and phosphorus of a small mesotrophic lake (Piburger See, Austria). - *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 69: 23-39.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fenn.* 1989, 19, 2:95-107.
- Rognerud, S., Berge, D. & Johannessen, M. 1979. Telemarkvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. - NIVA Rapport 1147.
- Rosén, K., Gundersen, P., Tegnhammar, Johansson, M. & Frogner, T. 1992. Nitrogen enrichment of nordic forest ecosystems. The concept of critical loads. - *Ambio* 21(5):364-367.
- Schindler, D.W., Kling, H., Schmidt, R.V., Prokopowich, I., Frost, V.E., Reid, R.A. & Chapel, M.A. 1973. Eutrophication of lake 227 by phosphate and nitrite: the second, third and fourth years of enrichment, 1970, 1971, and 1972. - *J. Fish. Res. Bd. Can.* 30:1415-1440.
- Schindler, D.W., Newbury, J.E., Beaty, K.G. & Campbell, P.J. 1976. Natural water and chemical budgets for a small precambrian lake basin in Central Canada. - *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33:2526-2543.
- Schindler, D.W. & Nighswander, J.E. 1970. Nutrient supply and primary production in Clear Lake, eastern Ontario. - *J. Fish. Res. Bd. Canada* 27:2009-2036.

- SFT, 1994. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. - Statlig program for forurensningsovervåkning, SFT, Rapport 583/94.
- Simson, D. 1994. Biogenic VOC emissions in Europe part I: Emissions and uncertainties. - EMEP/MSC-W Note 5/94. Norsk meteorologisk institutt, Oslo.
- Stoddard, J.L. & Traaen, T. 1995. The satges of Nitrogen Saturation: Classification of Catchments included in "ICP on Waters"-
- Tjomsland, T. & Bratli, J.L. 1995. Brukerveiledning og dokumentasjon for TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. - NIVA Rapport 3225.
- Traaen, T. & Stoddard, J.L. 1995. An assesment of Nitrogen Leaching from Watersheds included in ICP on Waters - International cooperative programme on assessment and monitoring of acidification of rivers and lakes, NIVA-Report 3201.
- Tuovinen, J., Barrett, K. And Styve, H. 1994. Transboundary Acidifying Pollution in Europe, calculated fields and budgets 1985-93. - The Norwegian Meteorological Institute, Oslo. EMEP/MSC-W Report 1/94.
- Tyrifjordutvalget 1986. Registrering av vind, vannføring og nedbør i Tyrifjordens nærområder. - Tyrifjordundersøkelsen. Fagrapport nr 20.
- Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway 1988-1992. - NILU rapport OR16/94.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1995. Sulphur and nitrogen deposition in Norway, status and trends. - Water, Air and Soil Pollution 85: 623-928.
- Westling, O., Hallgren Larsson, E, m Sjøblad, K. & Løvblad, G. 1992. Deposition och effekter av luftföroreningar i södra och mellersta Sverige. - IVL Rapport B 1079.
- Wiklander, G. 1983. Kväveutlakning från bördig skogsmark i södra Sverige. Skogs och Lantbr.akad. Tidskrift. 122: 311-317.
- Wright, R.F., Roelofs, J.G.M, Bredemeier, M., Blasnck, K., Boxman, A.M., Emmett, B.A., Gundersen, P., Hultberg, H., Kjønnaas, O.J., Moldan, F., Tietema, A., van Bremen, N. & van Dijk, H.F.G. 1995. NITREX: response of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. - Forest Ecology and Management 71: 163-169.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3525-96

ISBN 82-577-3071-8