NILU: OR 32/99

NILU : OR 32/99
REFERANSE : O-97115
DATO : JULI 1999
ISBN : 82-425-1088-1

Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk Vurdering for tre alternativer

Fiborgtangen, Skogn

Leif Otto Hagen, Per Arild Aarrestad, Cristina Guerreiro, Ole Reitan og Brit Lisa Skjelkvåle

NILU : OR 32/99
REFERANSE : O-97115
DATO : JULI 1999
ISBN : 82-425-1088-1

Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk Vurdering for tre alternativer

Fiborgtangen, Skogn

Leif Otto Hagen[1], Per Arild Aarrestad[2], Cristina Guerreiro[1], Ole Reitan[2] og Brit Lisa Skjelkvåle[3]

1 Norsk institutt for luftforskning
2 Norsk institutt for naturforskning
3 Norsk institutt for vannforskning

Innhold

Side

Sammendrag **5**

1. Innledning **11**

2. Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for vann og effekter på vegetasjon og fauna **11**
2.1 Anbefalte luftkvalitetskriterier 11
2.2 Overflatevann 13
2.2.1 Tålegrenser for overflatevann 13
2.2.2 Nitrogen som bidragsyter til forsuring 14
2.3 Effekter på vegetasjon 16
2.3.1 Nitrogenoksider (NO_2 og NO) 16
2.3.2 Total nitrogenavsetning 16
2.3.3 Ozon 19
2.4 Effekter på fauna 19
2.4.1 Nitrogenoksider (NO_x) 19
2.4.2 Total nitrogenavsetning 20
2.4.3 Ozon 20

3. Førsituasjonen **21**
3.1 Naturgeografi, vegetasjon og fauna 21
3.1.1 Naturgeografi 21
3.1.2 Vegetasjon 21
3.1.3 Fauna 23
3.2 Forurensningssituasjonen i Skogn/Levanger før utbygging 24
3.2.1 Vannkjemi i innsjøer i Nord-Trøndelag 24
3.2.2 Avsetning av N i Nord-Trøndelag 25
3.2.3 Måleprogram for luft- og nedbørkvalitet, oktober 1997–september 1998 27
3.2.4 Nitrogenoksider og ozon 29
3.2.5 Svoveldioksid 35
3.2.6 Nedbørkvalitet og våtavsetning 35
3.2.7 Tørravsetning av NO_2 og SO_2 39

4. Spredningsforhold og meteorologi **39**
4.1 Vindretning 39
4.2 Vindstyrke 41
4.3 Stabilitetsforhold 43
4.4 Lufttemperatur 46
4.5 Nedbør 46

5. Utslippsoversikt **48**

6. Spredningsberegninger **49**
6.1 Maksimal timemiddelkonsentrasjon 50
6.2 Langtidsmiddelkonsentrasjoner 52
6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser 54
6.4 Dannelse av bakkenært ozon 58

7. Effekter på naturmiljøet 58
7.1 Vann 58
7.1.1 Nitrogenoksider 59
7.1.2 Total nitrogenavsetning 59
7.2 Vegetasjon 61
7.2.1 Nitrogenoksider 61
7.2.2 Total nitrogenavsetning 62
7.2.3 Ozon 63
7.3 Fauna 64
7.3.1 Nitrogenoksider 64
7.3.2 Total nitrogenavsetning 64
7.3.3 Ozon 65

8. Referanser 65

Vedlegg A Beskrivelse av den fotokjemiske spredningsmodellen 72

Vedlegg B Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann 80

Sammendrag

Industrikraft Midt-Norge DA har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) undersøke konsekvensene av utslipp til luft for ulike alternativer fra et kraftvarmeverk på Fiborgtangen i Skogn med gass som energibærer. Dette arbeidet har bestått i å undersøke luftkvalitet, nedbørkvalitet, avsetning til bakken, virkningen av forsuring av overflatevann og virkninger på naturmiljø.

Det er tidligere utarbeidet to foreløpige konsekvensutredninger for ulike alternativer på grunnlag av målinger av luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i perioden oktober 1997–januar 1998. Denne endelige rapporten bygger på målinger gjennom et helt år fra oktober 1997 til september 1998.

Norsk institutt for luftforskning har koordinert prosjektet, og foretatt beregninger av konsentrasjoner i luft og avsetning av nitrogenoksider til bakken ved bruk av tilgjengelige data. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt ansvaret for vurderinger av forsuring av overflatevann slik dette er før utbygging og effekter av det planlagte kraftvarmeverket. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vurdert effekter på flora og fauna.

Førsituasjonen

Naturgeografi, vegetasjon og fauna

Nedslagsfeltet for utslipp til luft vil hovedsakelig være konsentrert til områdene nord for Fiborgtangen i Levanger og Inderøy kommuner. Deler av kommunene Stjørdal, Meråker, Frosta, Verdal, Steinkjer, Verran, Mosvik, Leksvik og Åfjord rundt Trondheimsfjorden og på Fosenhalvøya blir berørt i mindre grad.

Landskapet varierer fra lavtliggende jordbruksområder med koller og åsrygger nær Trondheimsfjorden til fjellområder i øst og vest opp til 800 m o.h. Flere vann og innsjøer ligger innenfor nedslagsfeltet. Berggrunnen består hovedsakelig av næringsrike bergarter, og det er en betydelig dekning av løsmasser. Arealene som blir mest påvirket av utslipp til luft fra kraftvarmeverket er jordbruksområder, industriområder og tettbebyggelser. Barskog er den mest dominerende vegetasjonstypen i området, men edelløvskog, oreskoger, kulturbetinget engvegetasjon, myr og vannvegetasjon er også vanlig. Fuktig kystgranskog med en frodig og artsrik flora av treboende planter, særlig lav, finnes i et belte langs kysten fra Fosenhalvøya til Helgelandskysten. Generelt er vegetasjonstypene av middels rik til rik karakter. Elg er vanlig i alle skogområdene, mens rådyr finnes i tetteste bestander i fjordnære områder med veksling mellom dyrket mark og skog. Grevling, oter, ekorn, røyskatt, rødrev, hare, nordflaggermus m.fl. har faste bestander i nedslagsfeltet. Fuglelivet er rikt, særlig langs fjærearealer, innsjøer, på myrområder og i de rikeste skogtypene.

Forsuring

Nord-Trøndelag ligger i det området av Norge med lavest N-avsetning i dag (200-400 mg N/m^2/år). NO_3-konsentrasjonen i vann og innsjøer i Nord-Trøndelag er generelt også svært lav og ligger i gjennomsnitt på omkring 4 µg N/l i områder som er upåvirket av menneskelig aktivitet slik som f.eks. landbruk. Anslagsvis

mindre enn 5% av alle innsjøene i Nord-Trøndelag har (1990) overskridelser av tålegrensen for forsuring.

Konsentrasjoner i luft

Konsentrasjonene av NO_2 var klart lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for timemiddelverdi på 100 µg/m³, døgnmiddelverdi på 75 µg/m³ og halvårs-middelverdi på 50 µg/m³ på alle målestasjonene i perioden oktober 1997–september 1998. Biltrafikken gir det største bidraget til de målte konsentrasjonene i området, og de høyeste konsentrasjonene ble derfor målt i Levanger.

Målinger av O_3 på norske bakgrunnsstasjoner gjennom mange år viser at O_3 i hovedsak skyldes langtransporterte forurensninger fra andre deler av Europa. På grunn av reaksjonen mellom O_3 og NO, som gir NO_2, er konsentrasjonen av O_3 vanligvis lavere i byene og i andre trafikkerte områder enn utenfor disse områdene. Målingene på Tangen viser ikke uventet lavere konsentrasjoner enn ved Kårvatn og Tustervatn. Dette skyldes i hovedsak nitrogenoksidutslippene lokalt.

Likevel ble de fleste av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for O_3 for virkning på helse og vegetasjon overskredet ved Tangen, særlig sommerstid. Helsekriteriet på 100 µg/m³ som timemiddelverdi ble overskredet 2 ganger i vinterhalvåret og 127 ganger i sommerhalvåret. Vinterhalvåret hadde 54 døgn og sommerhalvåret hadde 61 døgn med 8-timers middelverdi over 80 µg/m³. De fleste overskridelsene var i månedene februar-mai 1998. Vegetasjonskriteriet på 60 µg/m³ som 8-timers middelverdi ble overskredet 106 dager i vinterhalvåret og 137 dager i sommerhalvåret. Derimot ble ikke timemiddelkriteriet for vegetasjon på 150 µg/m³ overskredet. Høyeste målte timemiddelverdi var 126 µg/m³ i april 1998. Kriteriet for gjennomsnittlig 7-timers middelverdi (kl 09-16) for vekstsesongen (april-september) på 50 µg/m³ ble klart overskredet. Den målte verdien var 69 µg/m³.

Målingene viste at det midlere SO_2-nivået i området er langt lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for halvårsmiddelverdi av SO_2 på 40 µg/m³ for virkninger på helse og også betydelig lavere enn årsmiddelkriteriet på 20 µg/m³ for virkning på vegetasjon.

Utslipp

På Fiborgtangen ved Skogn ligger i dag Norske Skogindustrier ASA – Skogn. Bark og annet treavfall brukes til å skaffe varmeenergi til produksjonen. Dette gir et utslipp av nitrogenoksider på 120 tonn pr. år (regnet som NO_2) fra barkkjelen. Dette utslippet er planlagt å opphøre når kraftvarmeverket blir satt i drift.

Kraftvarmeverket på Skogn vil bestå av to gass/dampturbiner, den ene skal settes i drift i 2003 og den andre i 2005. Det er tre utslippsalternativer for hvert aggregat. For alternativ 1 vil ett aggregat slippe ut 370 t NO_x/år, 550 t NO_x/år for alternativ 2 og 930 t NO_x/år for alternativ 3. Ved to aggregater blir utslippene doblet. Utslippene fra dagens barkkjel og fra kraftvarmeverket i 2003 og i 2005 for de tre alternativene er vist i Tabell A. Ved oppstart av det første kraftvarme-aggregatet er utslippene fra eksisterende barkkjel planlagt å opphøre. De tre

alternativene er identiske med de nivåene SFT har bedt om utredning for. Bakgrunnen for disse verdiene er at SFT antar dette vil bli utviklingen mht. grenseverdier (for utslipp) de neste 10–15 årene.
Gass fra norsk sokkel inneholder normalt lite svovel og tungmetaller. Utslippene av svovel og tungmetaller fra kraftvarmeverket er bestemt ut fra inneholdet av disse stoffene i gassen som blir forbrent.

Tabell A: Utslipp til luft fra barkkjelen ved Norske Skog Skogn og fra kraftvarmeverket i 2003 og i 2005 for 3 alternativer.

	Eksisterende barkkjel	Ett aggregat			To aggregater		
		2003			2005		
		ALT. 1	ALT. 2	ALT. 3	ALT.1	ALT. 2	ALT. 3
NO_x (som NO_2, t/år)	120	370	550	930	740	1100	1860
Driftstid (timer/år)	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000

Beregninger av konsentrasjoner i luft

Utslippsmengden og skorsteinshøyde bestemmer i stor grad den lokale påvirkningen av et kraftvarmeverk. Den regionale påvirkningen er lite avhengig av utslippsbetingelsene, og den globale virkningen er uavhengig av utslippsbetingelser, og til dels uavhengig av utslippssted.

Resultatet fra beregninger av maksimale timemiddelkonsentrasjoner av NO_x fra en 75 m høy skorstein for alternativ 1, 75 m skorstein for alternativ 2 og 80 m skorstein for alternativ 3 viser at maksimal timemiddelkonsentrasjon av NO_x for de mest kritiske kombinasjonene av vindstyrke og stabilitet med to aggregater er under 50 µg/m^3. Dette er mindre enn 50% av det anbefalte luftkvalitetskriteriet for NO_2 midlet over en time. Den maksimale timemiddelkonsentrasjonen av NO_x fra et kraftvarmeverk med ett aggregat er under 25 µg/m^3 for alle alternativene. I de værsituasjonene hvor maksimalt bidrag fra kraftvarmeverket forekommer, vil bidraget fra andre lokale kilder, hovedsakelig biltrafikk, og langtransporterte forurensninger være lite.

Maksimalkonsentrasjonen av NO_x (regnet som NO_2) midlet over ett år i bakkenivå blir henholdsvis 0,25 (alternativ 1), 0,37 (alternativ 2) og 0,58 (alternativ 3) µg/m^3 med to aggregater og vil forekomme omtrent 6 km nord-øst for anlegget for alle alternativene. Belastningen fra kraftvarmeverket på Skogn med to aggregater vil da utgjøre ca. 0,8% (alternativ 1), ca. 1,2% (alternativ 2) og ca. 1,9% (alternativ 3) av det anbefalte luftkvalitetskriteriet for årsmiddelkonsentrasjon av NO_2 for vegetasjon på 30 µg/m^3.

Ozon i troposfæren (nær bakken) dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske stoffer og nitrogenoksider under påvirkning av sollys. De fotokjemiske reaksjonene vil i første fase raskt oksidere NO til NO_2 og omdanne ozon til oksygen. Nitrogenoksidene vil så danne ozon ved reaksjoner med hydrokarboner på litt lengre tidsskala. Ut fra tidligere tilsvarende beregninger fra et anlegg med noe lavere utslipp enn alternativ 2 vil utslippene av NO_x fra Fiborgtangen for-

årsake produksjon av ozon. Økningen vil anslagsvis bli 1–5 µg/m^3 på timebasis der røykfanen belaster mest for alle tre alternativene. Denne økningen er liten i forhold til dagens O_3-nivå i området.

Beregning av avsetning av nitrogenforbindelser

Bidraget til tørravsetningen av nitrogenforbindelser fra høye skorsteinsutslipp er lavt, fordi konsentrasjonene i bakkenivå er lave og røykfanen passerer over uten nevneverdig avsetning. Det maksimale bidraget til tørravsetningen for et kraftvarmeverk med to aggregater er beregnet henholdsvis å bli 3,6 (alternativ 1), 5,3 (alternativ 2) og 8,3 (alternativ 3) mg N/m^2 for ett år. For et kraftvarmeverk med ett aggregat vil det maksimale bidraget til tørravsetningen være halvparten av det som er beregnet for to aggregater. Den maksimale avsetningen vil komme nordøst for anlegget. Tørravsetningen er beregnet å dekke et lite område og vil være sterkt avhengig av vegetasjonstype. Beregningene av tørravsetning er utført på grunnlag av meteorologiske data gitt i kapittel 4. Den beregnede tørravsetningen er liten i forhold til avsetningen med nedbør (se nedenfor).

Beregningene av avsetning med nedbør er utført for timer der data for både meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige. Dette utgjør 8835 timer.

Den maksimale beregnede våtavsetningen av nitrogen for et kraftvarmeverk med to aggregater (2005) er henholdsvis 27 (alternativ 1), 42 (alternativ 2) og 71 (alternativ 3) mg N/m^2 pr. år. For et kraftvarmeverk med ett aggregat (2003) er utslippet halvparten, og våtavsetningen blir halvert.

Våtavsetning av N i et område på 4550 km^2 rundt indre deler av Trondheimsfjorden (basert på resultater fra EMEPs sub-grid cell 96 og 101) for perioden 1992-1996 er mellom 266 og 296 mg N/m^2 pr år. Den maksimale våtavsetningen fra kraftvarmeverket med ett aggregat på henholdsvis 13 (alternativ 1), 21 (alternativ 2) og 35 (alternativ 3) mg N/m^2/år utgjør 4-5% (alternativ 1), 7-8% (alternativ 2) og 12-13% (alternativ 3) av avsetningen i området i dag. Et kraftvarmeverk med to aggregater kan bidra med en maksimal våtavsetning på ca. 27 (alternativ 1), 42 (alternativ 2) og 71 (alternativ 3) mg N/m^2/år, som utgjør ca. 9-10% (alternativ 1), 14%-16% (alternativ 2) og 24%-27% (alternativ 3) av avsetningen i dag.

Den maksimale totale N-avsetningen (sum av tørr- og våtavsetning) fra kraftvarmeverket med ett aggregat er beregnet til henholdsvis ca. 15 mg N/m^2/år (alternativ 1), ca. 24 mg N/m^2/år (alternativ 2) og ca. 40 mg N/m^2/år (alternativ 3). Et kraftvarmeverk med to aggregater kan gi en maksimal total N-avsetning på ca. 30 mg N/m^2/år (alternativ 1), ca. 48 mg N/m^2/år (alternativ 2) og ca. 80 mg N/m^2/år (alternativ 3).

Virkninger på overflatevann

For å beregne hvor mye tilførsler av svovel og nitrogen naturen kan tåle uten at man får skader i økosystemet, slik som at fiskebestander blir redusert eller dør, vegetasjonssamfunn endrer seg osv. brukes modeller som kan beregne naturens "tålegrense" og overskridelser av disse.

Ut fra dagens kunnskap om lekkasje av nitrogen fra nedbørfelt, vil vi ikke forvente N-lekkasje i områdene som er berørt av økt N-deposisjon ved aktivitet fra kraftvarmeverket, hverken med det nivået som er av N-deposisjon i dag, eller med det nivået som er forventet etter oppstart av et kraftvarmeverket. Likevel vil vi understreke at enhver økning i N-deposisjon er uheldig sett fra et vannkvalitets-synspunkt, fordi vi ikke har kunnskap om hvordan effekten av økt N-belastning kan være på lang sikt.

Virkninger på flora og fauna

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på vegetasjon og fauna er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier og UN ECEs tålegrenser for terrestriske økosystem.

NO_2-konsentrasjonene i bakkenivå vil ved alle tre alternativene, både med ett og to aggregater, ligge langt under det anbefalte luftkvalitetskriteriet for vegetasjon på 30 µg/m^3 som årsmiddel, og det forventes ingen direkte skader på planter på grunn av økte NO_2-konsentrasjoner i luft ved noen av alternativene. Både årsmiddel- og timemiddelkonsentrasjonene av NO_2 på Skogn vil også ligge under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse. Det synes derfor usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på enkeltindivider av virveldyr, og følgelig heller ikke på sammensetning av dyrearter i faunaen i området.

Dagens nitrogenavsetning i nedslagsfeltet til kraftvarmeverket ligger på 200–400 mg N/m^2 pr. år, basert på målinger fra norske bakgrunnstasjoner. De vanligste vegetasjonstypene i området (barskog, løvskog, enger og jordvannmyr) er av en så rik karakter at deres tålegrenser for total nitrogenavsetning (1500–3500 mg N/m^2 pr. år) ligger godt over dette bakgrunnsnivået. Nedbørmyrer, fattige fjellheier, samt lav og algeflora i humide barskoger, har alle en lavere nedre tålegrense på 500 mg N/m^2 pr. år. Det maksimale bidraget til belastningen fra det største utslippet er beregnet til ca. 80 mg N/m^2 pr. år, og vurdert mot et bakgrunnsnivå på 200-400 mg N/m^2 pr. år vil utslippene ved alle tre alternativene ikke føre til overskridelse av tålegrensene for disse vegetasjonstypene. Det forventes således ingen større endringer i vegetasjonen rundt indre deler av Trondheimsfjorden på bakgrunn av NO_x-utslipp fra kraftvarmeverket. En eventuell virkning på fauna ville være indirekte gjennom særlige endringer i vegetasjonstypene. Da det ikke forventes en slik endring i vegetasjonen, vil økt nitrogenavsetning sannsynligvis heller ikke påvirke dyrelivet i disse naturtypene.

Man skal imidlertid være noe forsiktig med for bastante konklusjoner ved vurdering av effekter på vegetasjon på bakgrunn av en ren matematisk vurdering av tålegrenseoverskridelser. Naturen rundt Trondheimsfjorden er over lang tid tilpasset et lavt nitrogennedfall, og med en relativt sterk økning av nitrogen-nedfallet er det mulig at uforutsette endringer kan skje, da man generelt vet lite om hvordan enkeltorganismer reagerer på økt nitrogentilførsel.

Man må også ta forbehold i usikre bakgrunnsnivåer. Den totale nitrogen-avsetningen på Tangen rett nord for det planlagte varmekraftverket ble målt av NILU til 757 mg N/m^2 pr. år. Dette er betraktelig høyere enn tallene basert på de norske bakgrunnsstasjonene. Den relativt høye avsetningen skyldes trolig at

området på Tangen er nært knyttet til jordbruksområder, industri og biltrafikk, men disse påvirkningsfaktorene er også vanlig i nedslagsfeltet forøvrig, og det er således ikke utenkelig at bakgrunnsnivået er generelt noe høyere enn tidligere antatt.

Hvis det skulle skje endringer i vegetasjonen, er det mest sannsynlig at dette vil skje ved **alternativ 3** i nærområdene til kraftvarmeverket der det finnes vegetasjonstyper som har lave tålegrenser. Landskapet mellom Røra og Leksdalsvatn nord for Verdalsøra er preget av barskog og mange små myrer. Disse vil trolig være mest utsatt, sammen med myrreservatene Bågåmyra, Okstadmyra og Kvitmyra i Steinkjer kommune. Effekter kan være endringer i mosefloraen på bakken, økte innslag av gras og urter i de fattigste vegetasjonsutformingene, samt endringer i lav og moseflora på trær i de humide skogene.

Ved en eventuell overskridelse av tålegrenser og endringer i moseflora og økte innslag av gras og urter på myr, kan man heller ikke utelukke langsiktige endringer av virvelløse dyr. De hekkende fugleartene i tilknytning til myrer vil muligens også påvirkes. For pattedyr kan slike endringer føre til endret sammensetning av smågnagere, og endringene kan gi bedre beitebetingelser for noen pattedyr. Antakelig vil ingen av de viktigste jaktede viltartene kunne få noen målbare endringer i bestander på grunn av utslipp og avsetninger av nitrogen i området.

Bakgrunnsnivået av ozon i indre deler av Trondheimsfjorden er periodisk høyt nok til å kunne gi skader både på vegetasjon og dyreliv/mennesker. Enhver økning av ozonkonsentrasjonen er derfor ugunstig. Økningen i ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå er antatt maksimalt å utgjøre 1-5 $\mu g/m^3$ som timemiddel for alle tre alternativene. Det er imidlertid vanskelig å anslå i hvilken grad en slik økning kan påvirke plante- og dyrelivet, trolig vil påvirkningene være små. Generelle virkninger på vegetasjon av for høye ozonkonsentrasjoner er redusert fotosyntese og dermed redusert plantevekst. For dyr/mennesker er mulige virkninger betennelsesreaksjoner i luftveier, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner.

Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk
Vurdering for tre alternativer

Fiborgtangen, Skogn

1. Innledning

Industrikraft Midt-Norge DA har bedt Norsk institutt for luftforskning (NILU) undersøke konsekvensene av utslipp til luft for ulike alternativer fra et kraftvarmeverk på Fiborgtangen i Skogn med gass som energibærer. Dette arbeidet har bestått i å undersøke luftkvalitet, nedbørkvalitet, avsetning til bakken, virkningen av forsuring av overflatevann og virkninger på naturmiljø.

Det er tidligere utarbeidet to foreløpige konsekvensutredninger for ulike alternativer på grunnlag av målinger av luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i perioden oktober 1997–januar 1998 (Hagen et al., 1998a og 1998b). Denne endelige rapporten bygger på målinger gjennom et helt år fra oktober 1997 til september 1998.

Norsk institutt for luftforskning har koordinert prosjektet, og foretatt beregninger av konsentrasjoner i luft og avsetning av nitrogenoksider til bakken. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har hatt ansvaret for vurderinger av forsuring av overflatevann slik dette er før utbygging og effekter av det planlagte kraftvarmeverket. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har vurdert effekter på flora og fauna.

2. Anbefalte luftkvalitetskriterier, tålegrenser for vann og effekter på vegetasjon og fauna

2.1 Anbefalte luftkvalitetskriterier

Ved vurdering av luftkvaliteten i et område, er det vanlig å sammenligne målte og beregnede konsentrasjoner med luftkvalitetskriterier eller grenseverdier for luftkvalitet. SFT har utarbeidet anbefalte luftkvalitetskriterier for de mest alminnelig forekommende forurensningskomponentene (svoveldioksid (SO_2), svevestøv, nitrogendioksid (NO_2), ozon (O_3), karbonmonoksid (CO) og fluorid).

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for de stoffene som er vurdert i denne rapporten er gitt i Tabell 1.

Tabell 1: Anbefalte luftkvalitetskriterier (SFT, 1992).

Komponent	Måleenhet	Virkningsområde	Midlingstid						
			15 min.	1 t	8 t	24 t	30 d	6 mnd.	1 år
NO_2	µg/m^3	Helse	500	100		75		50	
		Vegetasjon							30
Ozon	µg/m^3	Helse		100	80				
		Vegetasjon		150	60			50[1)]	
SO_2	µg/m^3	Helse[2)]	400						
		Helse [3)]				90		40	
		Vegetasjon		150		50			20

[1)] Gjennomsnittlig 7-timers middel (kl 0900-1600) for vekstperioden
[2)] Hvor SO_2 er helt dominerende forurensning
[3)] I samspill med svevestøv og annen forurensning

Et forkortet sammendrag fra SFT-rapport nr. 92:16 er gjengitt nedenfor:

> "SFT har på grunnlag av litteraturstudier beskrevet sammenhengen mellom luftforurensninger og skadevirkninger på helse og vegetasjon (dose effekt-forhold) for stoffene nitrogendioksid (NO_2), nitrogenmonoksid (NO), ozon (O_3), svoveldioksyd (SO_2), svevestøv, sure aerosoler, karbonmonoksid (CO), fluorider (F), bly (Pb) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Eventuelle effekter på materialer er også kort beskrevet.
>
> For NO_2, ozon, SO_2, svevestøv, CO og fluorider har gruppen foreslått anbefalte luftkvalitetskriterier med hensyn til helseeffekter. For NO_2, ozon, SO_2 og fluorider har gruppen foreslått anbefalte luftkvalitetskriterier med hensyn til effekter på vegetasjon, og for fluorider er det i tillegg foreslått et anbefalt luftkvalitetskriterium med hensyn til virkning på dyr.
>
> Gruppen har foreslått anbefalte luftkvalitetskriterier for eksponeringsnivå som man ut fra nåværende viten antar befolkningen og miljøet kan utsettes for uten at alvorlige skadevirkninger oppstår. Det er forsøkt å ta hensyn til sårbare grupper i befolkningen/sårbare plantegrupper, og det er tatt hensyn til eventuelle samspilleffekter mellom den aktuelle komponenten og de andre omtalte forurensningskomponentene.
>
> Ved fastsettelse av de helsebaserte luftkvalitetskriteriene er det benyttet usikkerhetsfaktorer på mellom 2 og 5. Dette betyr at eksponeringsnivåene må være 2-5 ganger høyere enn de angitte verdiene før det med sikkerhet er konstatert skadelige effekter. De anbefalte kriteriene kan derfor ikke tolkes slik at nivåer over disse definitivt er helseskadelige, men det kan heller ikke utelukkes effekter hos spesielt sårbare individer selv ved nivåer under anbefalte luftkvalitetskriterier.
>
> Det gjøres videre oppmerksom på at forurenset luft vanligvis også inneholder andre skadelige komponenter enn dem som her er omtalt. Overholdelsen av de anbefalte luftkvalitetskriteriene er derfor ingen garanti for at forurenset luft er uten skadevirkninger."

2.2 Overflatevann

2.2.1 Tålegrenser for overflatevann

Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av forurensende stoffer til et økosystem, utledet fra Nilsson og Grennfelt (1988), kan beskrives slik:

> "Et kvantitativt mål for tilførsel av forurensninger som, ut fra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet, slik som reduserte fiskebestander/fiskedød, skogskader/skogsdød og endringer i artssammensetning og mengde av arter."

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessig anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Prinsipper og beregningsmetoder for tålegrenser for overflatevann er presentert i vedlegg B, men en kort presentasjon av metoden blir også gitt her.

Dersom tilførslene av svovel og nitrogen gir høyere konsentrasjoner av sterke syrers anioner enn basekationer i avrenningsvannet, blir ANC negativ (ANC = syrenøytraliserende kapasitet, som er et uttrykk for vannets bufferevne mot forsuring). For å unngå skader på vannorganismer må vannet ha en viss ANC-verdi. Denne grenseverdien har tidligere vært basert på informasjon om vannkjemi og fiskestatus basert på resultater fra "1000-sjøers undersøkelsen" i 1986 (Henriksen et al., 1988) og har vært satt til ANC=20 µekv/l. Det viser seg imidlertid at i områder med lite sur nedbør, kan ANC være < 20 µekv/l uten at det gir skader på f.eks. fisk, mens i områder med store tilførsler av sur nedbør vil man kunne se store skader på fiskebestander ved den samme ANC-verdien. For ikke å underestimere tålegrensene ved å bruke en fast ANC-verdi på 20 µekv/l har man innført en variabel ANC som er 0 i områder med lav tålegrense, og stiger til 50 µekv/l i områder med høy tålegrense. Effekten er at man reduserer arealer med overskredet tålegrense i områder som har lav tålegrense.

Tålegrenser for overflatevann har til nå blitt grundigst utredet for svoveltilførsler. I store deler av Norge og i mange andre land er tålegrensen for denne forbindelse forlengst overskredet, og effektene registreres ved sure, fisketomme vann. For svovel kjenner en i dag årsak/virkningsforholdet godt, og dose/responsforholdet kan uttrykkes ved hjelp av enkle modeller. Nitrogenets kretsløp er imidlertid svært komplisert, og tålegrensen for nitrogen er derfor vesentlig vanskeligere å fastsette.

2.2.2 Nitrogen som bidragsyter til forsuring

I tillegg til svovel inneholder forurenset luft og nedbør mye nitrogen i form av nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). I de forsurede områdene i Sør-Norge er tilførslene av nitrogen med nedbøren i dag 20-30% høyere enn tilførslene av svovel. Det relative forholdet mellom nitrogen og svovel har økt siden 1980, dvs. at det relativt sett kommer mer nitrogen enn svovel med nedbøren nå enn før. Dette skyldes i hovedsak at nedbørens innhold av nitrat har vært stabilt samtidig med at innholdet av svovel i nedbøren har gått noe ned.

Svovel tas i begrenset grad opp i vegetasjonen og de tilførte sulfationene vil normalt renne gjennom jorda og ut i vassdraget. Sulfat kalles derfor et mobilt anion. Når dette skjer må det transporteres like store mengder kationer. Dette er ioner med motsatt ladning, og er hovedsakelig hydrogen-, aluminium-, kalsium- og magnesiumioner. Det er de to første ionene som gjør vannet surt.

Hoveddelen av naturlig tilført nitrogen til skog og jord kommer fra atmosfæren i form av våt- og tørravsetninger og ved biologisk nitrogenfiksering. I forhold til svovel er nitrogenets kretsløp meget komplisert. Nitrogen opptrer i mange oksidasjonsformer og finnes i naturen både som positivt og negativt ladet ion, og i mer eller mindre komplekse organiske forbindelser, samt også i gassform.

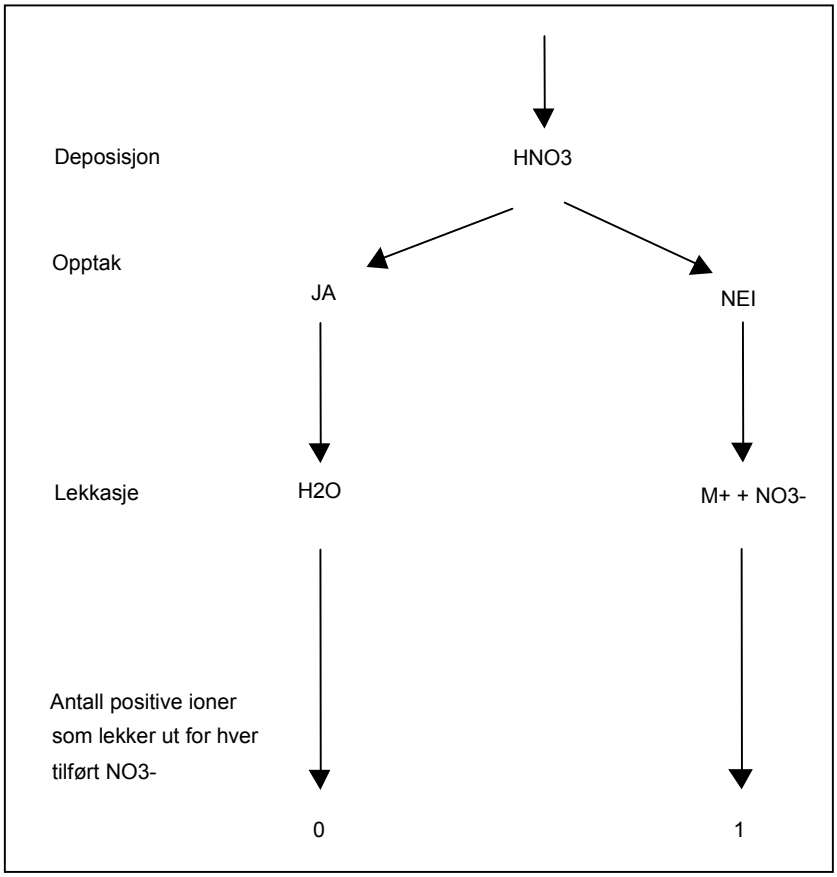
Nitrogenforbindelser er gjødsel for vegetasjonen. Normalt vil derfor det meste av nitrogenet tas opp av trær og planter. I ukultivert jord, f.eks. skogsjord, er nitrogen et vekstbegrensende stoff (minimumsstoff), og atmosfærisk tilført nitrogen kan derfor gi en øket vekst. Derfor er det sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter som landbruk og sur nedbør. Men kommer det mer nitrogen gjennom nedbøren enn vege-

tasjonen kan bruke, vil "overskuddet" renne gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdragene som nitrat. Nitrationet vil da virke forsurende på samme måte som sulfat gjør.

Det planlagte kraftvarmeverket vil avgi NO_x som kan omsettes til salpetersyre i lufta. Når denne treffer jorda, kan den ha et like stort forsuringspotensiale på jord og avrenningsvann som en tilsvarende mengde svovelsyre (se Figur 1). Når nitrogenet tilføres som salpetersyre (HNO_3) er det to ting som kan skje i nedbørfeltet;

(1) en like stor (ekvivalent) mengde basekationer (M^+) blir ført ut, og NO_3-ionet vil gå gjennom systemet (Figur 1, høyre side). Nitrat vil da virke forsurende på samme måte som sulfat.

(2) nitrationene blir tatt opp av planter og mikroorganismer, og det frigjøres et OH^--ion. Dette vil nøytralisere H^+-ionet som ble tilført sammen med NO_3-ionet, og en vil ikke registrere noen effekt i avrenningsvannet.



Figur 1: Forsuringseffekter assosiert med input av nitrat til et økosystem (fra Reuss og Johnson, 1986).

Det er vist gjennom empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise og Wright, 1995) at for N-deposisjon opp til 900 mg N/m^2/år kan økosystemet ta opp all tilført N. For deposisjon mellom 900–2500 mg N/m^2/år kan 0–100 % av N

lekke ut i avrenningen avhengig av nedbørfeltets karakter, mens for deposisjoner over 2500 mg N/m^2/år vil 50-100% av N lekke ut i avrenningen. Det er ikke gjort tilsvarende undersøkelser for økosystemer uten skog, og for slike systemer, er det forventet at grensen er noe lavere.

Det er i hovedsak to måter å beregne overskridelser for tilførsler av N. Den ene metoden sier ganske enkelt at all NO_3^- i avrenningsvannet kommer fra N-deposisjon, mens den andre metoden sier at all N-deposisjon kan være en potensiell bidragsyter til forsuringen. Argumentet for denne metoden er at vi i dag ikke vet sikkert hvordan en vedvarende N-belastning vil slå ut på et lengre tidsperspektiv (> 20 år avhengig av N-belastning). Den første metoden gir et minimumsestimat for N-avsetningens bidrag til overskridelse av tålegrensen, mens den andre metoden gir et maksimumsestimat.

2.3 Effekter på vegetasjon

2.3.1 Nitrogenoksider (NO_2 og NO)

NO_x er de viktigste gassene som slippes ut fra et kraftvarmeverk med hensyn på vegetasjonsskader. Ved lave konsentrasjoner er NO_2 å regne som et plante-næringsstoff, mens den ved høye konsentrasjoner er en plantegift (SFT, 1992). Både NO_2 og NO tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og løses i vann med dannelse av nitrater og nitritter som gir toksiske effekter. Dersom for store mengder NO_2 tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev).

Fra korttidsforsøk med NO_2 alene, er det vist at bare svært høye konsentrasjoner (over 800 µg/m^3) gir skade på vegetasjon. Fra langtidsforsøk (11 mnd. middel) er det påvist redusert vekst hos følsomme arter ved konsentrasjoner ned til 124 µg/m^3. I samspill med ozon og svoveldioksid er imidlertid langt lavere konsentrasjoner av NO_2 skadelig for vegetasjon. Redusert vekst er da påvist ved NO_2-konsentrasjoner ned til 44 µg/m^3 (eksponeringstid 43 døgn). På bakgrunn av dette er SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for NO_2 med hensyn på vegetasjon satt til 30 µg/m^3 med midlingstid 1 år (Tabell 1). Dette samsvarer med ECEs (Economic Commission for Europe) og WHOs (World Health Organization) tålegrenser. WHO har også en kortidskonsentrasjon (midlingstid 4 timer) for vegetasjon på 95 µg/m^3. Verdien er gitt med forbehold om at konsentrasjonen av SO_2 ikke overskrider 30 µg/m^3 og ozonkonsentrasjonen ikke overskrider 60 µg/m^3, regnet som årsmiddel.

2.3.2 Total nitrogenavsetning

Total nitrogenavsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning (NO_2, sum NO_3^- + HNO_3 og sum NH_4^+ + NH_3^+) og våtavsetning (NO_3^- og NH_4^+ i nedbør).

Planter og mikroorganismer tar opp tilført nitrogen og inkorporerer dette i organisk materiale. Økt nitrogentilgang kan således gi gjødslingseffekter og føre til økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom arter og endringer av artssammensetningen mot mer nitrogenkrevende vegetasjon (Tamm, 1991).

Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg, avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensen for vegetasjon, der det kan skje endringer i artssammensetninger og mengdeforhold av arter, varierer mellom 500 og 3500 mg N/m^2 pr. år (Tabell 2). Tålegrensene er empiriske, dvs. at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Bobbink et al., 1996; Grennfelt og Thörnelöf, 1992). Endringer i plantevekst, artssammensetning og dominans er blitt brukt som målbare effekter av nitrogendeposisjon. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av nitrogen eller nitrogenakkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger og usikkerhet i deposisjonsverdier.

Tabell 2: Tålegrenser for total nitrogenavsetning (fra Bobbink et al., 1996).

Trær og vegetasjonstyper	mg N/m^2 pr. år	Indikasjoner på overskridelse
Bartrær	1000 - 3000	Næringsubalanse
Løvtrær	1500 - 2000	Næringsubalanse, økt skudd/rot forhold
Næringsfattige barskoger	700 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza, økt utvasking
Næringsfattige løvskoger	1000 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon og mykorrhiza
Næringsrike skoger *	1500 - 2000	Endringer i bunnvegetasjon
Skoger i humide områder *	500 - 1000	Nedgang i lavflora og frittlevende alger
Artsrike enger, middels næringsrike	2000 - 3000	Økt innslag av høge gras, endringer i diversitet
Artsrike enger, næringsrike	1500 - 3500	Økt mineralisering og N-akkumulasjon, utvasking, endringer i diversitet
Fattig fjellhei *	500 - 2000	Nedgang i lav, moser og lyngvekster
Nedbørmyr	500 - 1000	Nedgang i typiske moser, økt innslag av høge gras, N-akkumulasjon
Jordvannmyr, middels rik	2000 - 3500	Økt innslag av høge gras, nedgang i diversitet

* = usikre verdier

Skog

Næringsfattige skoger har generelt en lavere tålegrense enn rikere skoger, og barskog en lavere tålegrense enn løvskog, se Tabell 2. Generelle effekter av tålegrenseoverskridelser er næringsubalanse hos trær, endringer i artssammensetningen ved at nitrofile arter øker i omfang i næringsfattige skoger (jfr. Dirkse et al., 1991; Nygaard og Ødegaard, 1993), mens det i bunnvegetasjonen i rikere skoger skjer en reduksjon av både arter og biomasse (Falkengren-Grerup, 1993). I næringsfattige barskoger og løvskoger kan økt nitrogenavsetning føre til nedsatt dannelse av fruktlegemer til mykorrhiza sopp (Branderud, 1995).

Epifyttiske lav og moser tar opp nitrogen både i tørr- og våtavsetning. Moderate økninger i tilgjengelig nitrogen har ført til økt vekst av enkelte lavarter på trær

(Insarova et al., 1992; Bruteig, 1996; de Bakker, 1989; Holopainen og Kärenlampi, 1985; Kauppi, 1980; von Arb, 1987). Andre lavarter med blågrønn-alger som algekomponent blir negativt påvirket av nitrogen. Mange av disse artene er i Danmark og Sverige enten utryddet eller truede pga. sur nedbør og nitrogennedfall.

Det kan også skje utvasking av nitrogen fra skogøkosystemet. Empiriske studier av skogøkosystemer i Europa (Dise og Wright, 1995) viser at for N-avsetning opp til 900 mg N/m^2 pr. år kan økosystemet ta opp all tilført N. For avsetning mellom 900-2500 mg N/m^2 pr. år kan 0-100% av N lekke ut i avrenningen avhengig av nedbørfeltets karakter, mens for avsetninger over 2500 mg N/m^2 pr. år vil 50-100% av N lekke ut i avrenningen. Det er ikke gjort tilsvarende undersøkelser for økosystemer uten skog.

Nedbørmyr

Nedbørmyr (ombrotrof myr) er avhengig av tilførsel av næringsstoffer fra nedbøren og anses som et av de mest følsomme systemene overfor økt nitrogen-avsetning. Artsinventaret på disse myrene er tilpasset lav nitrogentilførsel, og nitrogen er normalt ansett å være en vekstbegrensende faktor (Malmer, 1993; Aerts et al., 1992). En litteraturstudie utført av Bakken og Flatberg (1995) om effekter av økt nitrogenavsetning på nedbørmyr, og en kunnskapsoppsummering av Tybirk et al. (1995), viser at det i Nordvest-Europa er observert endringer i produksjon og konkurranseforhold mellom torvmoser og en økning av middels næringskrevende karplanter som blåtopp og duskull. Disse endringene settes i sammenheng med økt nitrogenavsetning. I områder med lav nitrogentilførsel har mosedekket på nedbørmyr evne til å ta opp og holde på atmosfærisk tilført nitrogen. Ved høy nitrogenavsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere nitrogen avta. Mer nitrogen tilføres rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som således kan få økt vekst. Endringer i konkurranseforholdet mellom torvmoser og karplanter, kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt nitrogentilførsel.

I Nederland har artssammensetningen i mosesjiktet endret seg fra de karakteristiske torvmoseartene til mer nitrogenkrevende arter (Greven, 1992; Lütke Twenhöven, 1992). I Storbritannia har svært høg nitrogenbelastning vist vekstreduksjon og nedgang i populasjoner av torvmoser (Press et al., 1986). I Sør-Sverige har nedbørmyrer blitt mettet med nitrogen ved dagens avsetning på 1000-1300 mg N/m^2 pr. år og resultert i økt torvmosevekst. Fosfor er nå blitt den begrensede faktor og ikke nitrogen (Aerts et al., 1992). Slike strukturelle endringer kan skje allerede rundt 700 mg N/m^2 pr. år. I Finland har Jauhiainen et al. (1992/93) vist at arter som rusttorvmose og rosetorvmose reagerer negativt på høye nitrogenbelastninger, mens klubbetorvmose viser større toleranse ovenfor nitrogen. I Norge er det ikke publisert undersøkelser som viser effekter av nitrogenpåvirkning på myrvegetasjon, men det er nærliggende å anta at endringer også skjer i norske nedbørmyrer med høy nitrogenbelastning.

Jordvannmyr

Jordvannmyr (minerotrof myr) får vanntilførsel fra omliggende berggrunn og sedimenter. De er således mer næringsrike enn nedbørmyrene. Næringstilgangen

varierer imidlertid etter næringsinnholdet i bergartene, og vegetasjonen inndeles i fattige-, intermediære og rike typer, med til dels store forskjeller i artssammensetning. Jordvannmyr er karakterisert av mange starr-arter og er ofte svært rik på urter. Tålegrensene for jordvannmyr er adskillig høyere enn for nedbørmyr, se Tabell 2. Fra Nederland er det observert økning av graminider (starr og gras) på bekostning av andre plantearter og en generell reduksjon i artsdiversitet (Vermeer, 1986; Verhoeven og Schmitz, 1991).

2.3.3 Ozon

Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen alt ved svært lave konsentrasjoner. Gassen tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og kan føre til skader på enzymer, koenzymer og andre proteiner, samt pigmenter og nukleinsyrer, noe som forstyrrer cellefunksjonen og fotosyntesen reduseres. Redusert fotosyntese er påvist ved så lave konsentrasjoner som 40-120 µg/m^3. Akutte skader opptrer som nekrose og klorose, med redusert vekst som resultat. I naturlige plantesamfunn kan artssammensetningen påvirkes som følge av artenes ulike toleranse for ozon. Omfattende skogskader i USA og Mellom-Europa er satt i sammenheng med ozon (SFT, 1992). Skader er også rapportert ved kontrollerte forsøk i Norge (Mortensen og Skre, 1990; Mortensen, 1994; Nygaard, 1994), hvor bl.a. blåbær viste seg å være følsom ovenfor ozon.

SFT anbefaler ECEs luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på vegetasjon. Korttidskonsentrasjonen (midlingstid 1 time) bør ikke overskride 150 µg/m^3. Ved 8 timers midlingstid er tålegrensen satt til 60 µg/m^3, og gjennomsnittsverdien for vekstsesongen (april-september) av 7 timersmiddel (kl 0900-1600) bør ikke overskride 50 µg/m^3. Gjennomsnittsverdien for vekstsesongen i Norge i dag er på 50-80 µg/m^3, og ozonkonsentrasjonen er således periodisk høy nok til å gi skader på vegetasjon.

Tålegrenser for ozon på vegetasjon baseres også på akkumulerte eksponeringsdoser, beregnet som summen av differansene mellom timemiddelkonsentrasjonen og 80 µg/m^3 (40 ppb) for de timene der ozonkonsentrasjonen overskrider 80 µg/m^3. Beregningene refereres som AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold limit of 40 ppb) og har vist å gi gode statistiske sammenhenger for en rekke dose-respons forsøk. Tålegrensen for AOT40 er satt til 10 000 ppbh (20 000 µg/m^{3}h) basert på 10 prosents vekstreduksjon i "open chamber" eksperiment for 6 arter i en seksmånedersperiode (april-september). For jordbruksvekster er AOT40 verdien satt til 5 000 ppbh (10 000 µg/m^{3}h) akkumulert over en tremåneders periode.

AOT40-verdiene er overskredet på de fleste stedene i Sør-Norge.

2.4 Effekter på fauna

2.4.1 Nitrogenoksider (NO_x)

Effektene av nitrogenoksider på dyreliv kan være enten direkte eller indirekte via jordforsuring (Pedersen og Nybø, 1990). Direkte kan nitrogendioksid ha flere typer skadelige effekter på dyreorganismer, men det er lite undersøkt hos andre dyregrupper enn pattedyr (og mennesker). Generelt vil respirasjonssystemet bli

påvirket hos alle dyr, men antakelig med svært ulike effekter hos ulike dyregrupper.

Nitrogenoksider påvirker særlig luftveisorganene hos mennesker, pattedyr og fugler, bl.a. ved nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for både akutte og kroniske luftveissykdommer. Ved eksperimenter med langvarige eksponeringer for NO_2 har man funnet morfologiske forandringer i lungene hos dyr ved konsentrasjoner ned mot 200 µg/m³ ved eksponering i én måned. Det er også påvist effekter på mottakelighet for sykdommer av NO_2-konsentrasjoner ned mot 75 µg/m³ midlet over mer enn et år. Kortvarige eksponeringer av NO_2-konsentrasjoner i området 190-2000 µg/m³ har gitt ulike resultater, noe som også tyder på at det kan være svært store individuelle variasjoner i følsomhet. Størst virkning er det på de yngste og eldste individene. Bare et fåtall arter er undersøkt (mus, rotter, hunder, aper, mennesker), og det er sannsynligvis ulike grenser for påvirkninger hos ulike dyrearter.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO_2 med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m³ midlet over 1 time og 50 µg/m³ midlet over 6 måneder. Data for fastsetting av tålegrenser for NO er dårlige, men også høye nivåer av NO synes å føre til skadevirkninger.

2.4.2 Total nitrogenavsetning

Effektene av økt nitrogentilgang på faunaen er primært indirekte, ved at noen arter blir begunstiget, mens andre får dårligere kvalitet på sine habitater. Vegetasjonsendringer på grunn av økt avsetning av nitrogen vil indirekte påvirke faunaen ved at dyrearter som beiter på gress og andre nitrogenkrevende plantearter vil få bedre betingelser. Dette vil kunne endre sammensetningen av faunaen både hos evertebrater, fugler og pattedyr, og på lyngheier og nedbørmyrer. En annen indirekte effekt er at de påvirkete vegetasjonstypene inneholder en annen sammensetning av faunaen av virvelløse dyr (som er næring for f.eks. svært mange fugler). Det foreligger imidlertid ingen studier som viser konkret hvilke effekter slike gjødslingseffekter kan ha på faunasammensetning (Pedersen og Nybø, 1990).

2.4.3 Ozon

Ozon er påvist å føre til betennelsesreaksjoner i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon, og økt mottakelighet for infeksjoner. Man har funnet betennelsesreaksjoner hos mennesker ved konsentrasjoner av ozon på ned mot 160 µg/m³ over 6,6 timer. Laveste observerte effektnivå for korttidseksponering synes å ligge rundt 200-300 µg/m³.

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for ozon med hensyn på helse/dyr er satt til 100 µg/m³ over 1 time og 80 µg/m³ over 8 timer (forekomst av forhøyete verdier av ozon strekker seg som regel over perioder på 8-12 timer). Disse grensene overskrides episodevis over store deler av Norge (3% av tiden i Sør-Norge).

3. Førsituasjonen

3.1 Naturgeografi, vegetasjon og fauna

3.1.1 Naturgeografi

Kraftvarmeverket er planlagt lagt til Fiborgtangen i Skogn i Levanger kommune. Nedslagsfeltet fra utslipp til luft vil hovedsakelig være konsentrert til områdene nord for Fiborgtangen i Levanger og Inderøy kommuner. Deler av kommunene Stjørdal, Meråker, Frosta, Verdal, Steinkjer, Verran, Mosvik, Leksvik og Åfjord rundt Trondheimsfjorden og på Fosenhalvøya blir berørt i mindre grad.

Landskapet er svært variert fra lavtliggende jordbruksområder med koller og åsrygger nær Trondheimsfjorden til fjellområder i øst og vest opp til 800 m o.h. I forsenkninger i landskapet er det store mengder større og mindre vann og innsjøer. Berggrunnen er av kaledonsk opprinnelse med stor variasjon i bergarter. Næringsrike, omdannede sedimentære og vulkanske bergarter som leirskifer, fyllitt, glimmerskifer, kalkskifer, kalkstein, grønnstein og amfibolitt dominerer, men det finnes også fattigere bergarter som kvartsskifer og gneis (Sigmond et al., 1984). Det er en betydelig dekning av løsmasser i dette distriktet. Morenejorden er blokkfattig og i mange daler finnes dype lag av finere sedimenter. Den varierte topografien og berggrunnen gir opphav til en svært variert flora og vegetasjon.

3.1.2 Vegetasjon

Arealene som blir mest påvirket av utslipp til luft fra kraftvarmeverket er jordbruksområder, industriområder og tettbebyggelser. Men områdene inneholder også naturlig vegetasjon.

Vegetasjonen i Norge deles inn i ulike vegetasjonsregioner/soner på bakgrunn av variasjoner i klimaet (Dahl et al., 1986; Moen, 1998). De lavereliggende områdene rundt indre deler av Trondheimsfjorden hører hovedsakelig til den sørlige barskogssonen (sørboreal region) med dominans av barskog, men med store areal av oreskog. Myr og mindre bestander av edellauvskog og tørrengvegetasjon er vanlig i denne sonen. En varmere nordlig edellauvskog- og barskogssone (boreo-nemoral region) finnes også i gunstige eksponerte områder. Deler av Stjørdal, Frosta, Steinkjer og de fjordnære områdene i Leksvik og Mosvik hører til denne typen. I denne sonen er edellauvskoger med varmekjære arter mer dominerende. De høyereliggende områdene øst og vest for Trondheimsfjorden hører til den midtre barskogssone (mellomboreal region) med dominans av barskog og myr. De høystliggende skogene finnes i fjellskogssonen (nordboreal region) dominert av bjørkeskog og lavvokst, glissen barskog med innslag av jordvannmyrer. På Fosen er lavfjellbeltet (lavalpin region) representert med fjellheivegetasjon.

Vegetasjonen rundt Trondheimsfjorden er godt undersøkt og kartlagt ved en rekke undersøkelser utført bl.a. av universitetsmiljøer og forskningsinstitutter. Her følger en kortfattet oversikt over de viktigste vegetasjonstypene i området.

Barskog er den mest utbredte vegetasjonstypen og finnes i hele nedslagsfeltet, men øker i dominans med avstanden fra kraftvarmeverket. Barskogen er dominert av gran i de områdene som har egnet jordsmonn. Grana er ofte vanligst både på

finsedimenter i dalbunner og i dalsidene. Furuskog finnes på koller som har grunnlendt mark og ellers på et mer næringsfattig jordsmonn (Korsmo et al., 1989). Rik kalkfuruskog finnes på tørt jordsmonn over kalkholdige bergarter, men kun på noen få lokaliteter på østsida av Trondheimsfjorden (Stjørdal, Frosta, Grong, Inderøya, Levanger) og i Steinkjer og på Snåsa (Bjørndalen og Branderud, 1989). De fleste barskogsarealene er mer eller mindre påvirket av jord- og skogbruk med store, åpne hogstflater. De rike bergartene i området gir relativt frodige og artsrike vegetasjonstyper som lavurt-, storbregne- og høgstaude-granskog, men fattigere barskogstyper som bærlyngskoger og blåbærskoger er også svært vanlig (se f.eks. Andersen, 1983; Singsaas, 1986; Tømmerås et al., 1995). Kystgranskog (boreal regnskog) finnes i et belte langs kysten fra Fosenhalvøya og opp til Helgelandskysten. Skogen er avhengig av et fuktig klima og karakteriseres av en frodig og artsrik flora av treboende (epifyttiske) planter, særlig lav (DN, 1997). Bjørk er vanlig i barskogsområdene, særlig i utkanten av skogene mot dyrket mark.

Edelløvskog finnes flekkvis i varme lier på frisk, næringsrik og veldrenert jord. De er karakterisert av en mengde varmekjære og til dels næringskrevende planter. Seks edelløvskogsreservater finnes innen nedslagsfeltet til kraftvarmeverket: Byahalla (Steinkjer), Sandstad (Levanger), Sandsøra (Levanger), Liaberga (Stjørdal), Sjettenberglia (Leksvik) og Hindrem (Leksvik). De fleste av disse er dominert av alm, men hassel og ask forekommer også (jfr. Holten, 1978; Baadsvik, 1981; Aune og Holten, 1984). Mindre bestand av svartorskog finnes på Frosta, Leksvik, Levanger, Mosvik, Inderøy, Steinkjer, Snåsa og Fosnes (Gravaas, 1970).

Gråor-heggeskog vokser på frisk, næringsrik grunn på sedimenter langs elver, i raviner i leiområder og på rasmark i lier, f.eks. langs Verdalselva og Gråelva i Stjørdal (Fremstad, 1992). Foruten gråor er hegg og selje viktige treslag. Utformingene er til dels svært artsrike med høgstauder og bregner som strutseving.

Flommarkskog er typisk for de store trønderske dalførene og har sine største forekomster innen det påvirkede området langs Verdalselva og Stjørdalselva. I flomperioder overflømmer elvene de flate dalbunnene, forflytter løsmasser og skifter elveleie. Vegetasjonen på disse flommarkene består av pionervegetasjon som tindvedkratt, klåvedkratt og mandelpilkratt, velutviklede gråor-heggeskoger og sumpvegetasjon (Fremstad & Bevanger, 1988).

Myr dekker store areal særlig i de ytre nedslagsfeltene til kraftvarmeverket, f.eks. i Tromsdalen (J. Moen og A. Moen, 1977), i Forravassdraget og øvre Forradals-området øst for Trondheimsfjorden (Moen et al. 1976; Moen og Jensen, 1979) og på Fosenhalvøya i vest (Moen og Selnes, 1979). Stråmyra i Levanger og Kaldvassmyra i Verdal, samt Bågåmyra, Okstadmyra og Kvitmyra i Steinkjer kommune er alle myrreservater som ligger relativt nær det planlagte kraftvarme-verket (DN, 1995). Topografisk dominerer flatmyrer i dalbunner, og opp mot liene er det gradvise overganger mot bakkemyrer. På grunn av fuktig klima med store nedbørsmengder og langvarig snødekke er torvakkumulasjonen så stor at terrengdekkende myrer ligger over åsenes topp-platåer. Myrene deles ofte inn i nedbørmyrer som får sin vanntilgang fra regnvann, og jordvannmyrer som har

tilgang fra sigevann fra omliggende bergarter og sedimenter. Av de sistnevnte finnes det store forskjeller i næringsgradienter, fra næringsfattige til ekstremt rike utforminger med et høyt antall spesialiserte planter. Store deler av myrarealene har også tresettinger av furu, gran og bjørk.

Vegetasjonen langs og i vann er variert pga. vekslende berggrunn og tilsig av næringsstoffer fra jordbruket. De fleste vann er middels næringsrike, og belter av takrør-sivaks-sumpvegetasjon er vanlig langs kantene.

Kulturbetinget engvegetasjon omfatter gras og urtedominert vegetasjon som er oppstått ved langvarig utnytting ved slått eller beite og som inneholder vesentlig arter som er viltvoksende og ikke innsådde. Slåttemarker, beitemarker, hagemarkskog, bjørkehager og einerbakker inngår i denne typen. De finnes overalt i tilknytning til jordbruksområder og er særdeles variert i artssammensetning etter ulike fuktighets- og næringsgradienter (jfr. engvegetasjon på Tautra; Fremstad, 1995).

3.1.3 Fauna

Av planteetende pattedyr er hjortedyrene ofte fokusert. I nedslagsfeltene er elg og rådyr dominerende arter. Elg er vanlig i alle skogområdene her, og rådyr er normalt mest tallrike i fjordnære og mer snøfattige lavlandsområder med mye veksling mellom dyrket mark og skog. Den tette rådyrforekomsten på Ytterøya (Levanger kommune) er godt kjent og undersøkt. Av rovdyr har bl.a. grevling en tallrik og livskraftig bestand i nedslagsfeltene til kraftvarmeverket (Bevanger, 1993). Mange andre pattedyrarter finnes også i faste bestander i nedslagsfeltene; bl.a. oter, ekorn, røyskatt, rødrev, hare og nordflaggermus (f.eks. Værnesbranden, 1997a, b).

Fuglelivet er rikt i nedslagsfeltene til kraftvarmeverket, både hekkende fugler (Gjershaug et al., 1994), og overvintrende og trekkende fugler. I store trekk kan landskapstyper for fugl i nedslagsfeltene deles inn i: 1) fjordområdene og særlig fjærearealene; 2) innsjøer og myrområder med rikt fugleliv; og 3) områder med skog og dyrket mark.

Fjordområder med fjærearealer er rike biotoper for fugl og er viktige til alle årstider. Disse inneholder i tillegg til fugl også mange andre typer dyreorganismer. I nedslagsfeltet til kraftvarmeverket ligger mange fuglerike fjæreområder, bl.a. Falstadfjæra, Fiborgtangen (en fjære like ved fabrikkområdet), Alfnesfjæra, Eidsbotn, Levangersundet, Tynesfjæra, Rinnleiret, Ørin og Tronesbukta (bl.a. Spjøtvoll, 1977; Størkersen, 1984; Haugskott, 1988, 1991a, b).

Innsjøer og myrområder med rikt fugleliv inkluderer som de nærmeste: Hammervatnet i Åsen, Byavatnet (Ekne), Leksdalsvatnet, Barsjøen i Verdal og Forramyrene i Levanger. Disse har både gode hekkebiotoper og gode trekklokaliteter for fugl (bl.a. Moksnes, 1977; Størkersen, 1984, 1985; Husby, 1994). Grunnlaget for det rike fuglelivet i disse biotopene er oftest et rikt insektliv.

Skog og dyrket mark kan inneholde rike fuglebiotoper. Særlig rike er vekslinger mellom lauvskogsbiotoper og barskog og dyrket mark i områder med rik geologi og vegetasjon og med variert topografi. Edellauvskog inneholder rike fugle-

biotoper (Reitan, 1985) og har også en rik fauna av virvelløse dyr. Dessuten er elvekantskoger og ulike gråor-heggeskoger særlig rike fuglebiotoper med spesielt stor tetthet av hekkende fugler (f.eks. Moksnes, 1974, 1985). Disse er også viktige biotoper for vandringer av dyreliv både på langs og på tvers av elveløp. Nedslagsfeltene til kraftvarmeverket inneholder mange slike områder med særlig rikt fugleliv, eksempelvis Borgsåsen i Levanger og flere lokaliteter i Tromsdalen i Verdal (Krogstad, 1979).

Arealer som blir mest påvirket av utslipp til luft fra kraftvarmeverket inkluderer biotoper innenfor alle disse tre landskapstypene. Det foregår også mye forflytninger av fugler, særlig mellom fjordområdene og innsjøene. Hele nedslagsfeltet til kraftvarmeverket inneholder rike lokaliteter som er viktige for mange dyre- og fuglearter, til dels også sjeldnere og sårbare arter (Thingstad et al., 1982; for seinere år dokumentert av bl.a. Haugskott et al., 1993, 1996; Øien et al., 1994, 1995; Værnesbranden et al., 1997).

3.2 Forurensningssituasjonen i Skogn/Levanger før utbygging

3.2.1 Vannkjemi i innsjøer i Nord-Trøndelag

Vannkjemi i innsjøer som er upåvirket av lokal forurensning er hovedsakelig bestemt av berggrunnens og løsmassenes mineralogiske sammensetning og det kjemiske innholdet i nedbøren. Berggrunnen rundt indre deler av Trondheimsfjorden består hovedsakelig av grønnsteiner, fylitter og amfibolitter. Denne type berggrunn gir generelt vann med høye konsentrasjoner av basekationer (Ca og Mg) og med høy bufferevne mot forsuring. Lavereliggende strøk rundt Trondheimsfjorden er dekket av marine leirer som også gir vann med høy ionestyrke. Områdene fra Fosen og oppover langs kysten og en del områder i Snåsa og Lierne har en berggrunn som består av gneiser og granitter som generelt gir vann med lav ionestyrke og lav bufferevne mot forsuring.

Resultater fra 35 innsjøer som ble prøvetatt i forbindelse med en regional innsjøundersøkelse i 1995 (Skjelkvåle et al., 1997), viser at vannkjemien i innsjøer i Nord-Trøndelag varierer fra ionefattig vann i høyereliggende fjell- og heiområder til innsjøer med høye ionekonsentrasjoner i lavereliggende strøk med marin leire og jordbruksaktivitet. I forsuringssammenheng er det de ionefattige innsjøene som er av interesse. Innsjøer med høy ionestyrke har generelt også høy bufferkapasitet mot forsuring som følge av tilførte forsurende komponenter gjennom nedbøren (S og N).

Resultater fra innsjøundersøkelsen i 1995 viser at medianverdien for NO_3-konsentrasjonen i alle innsjøer i Møre og Romsdal, Sør- og Nord Trøndelag var 4 µg N/l. Dette viser at NO_3-konsentrasjonen generelt er svært lav i innsjøer i dette området av landet. Det er tre av de undersøkte innsjøene i Nord-Trøndelag som viser høye N-verdier (100 -500 µg N/l). Felles for disse er at de ligger i jordbruksområder og er derfor sterkt påvirket av landbruksavrenning.

Som nevnt innledningsvis er nitrogenforbindelser gjødsel for vegetasjonen, og det meste av nitrogenet som tilføres gjennom nedbøren vil bli tatt opp av trær og planter. Derfor er det sjelden en finner mye nitrat i avrenningsvannet fra områder som ikke er påvirket av menneskelige aktiviteter som landbruk og sur nedbør.

Innsjøer i Nord-Trøndelag som ikke er påvirket av landbruk viser lave konsentrasjoner av NO_3 fordi tilførslene av N-forbindelser gjennom nedbøren er lav.

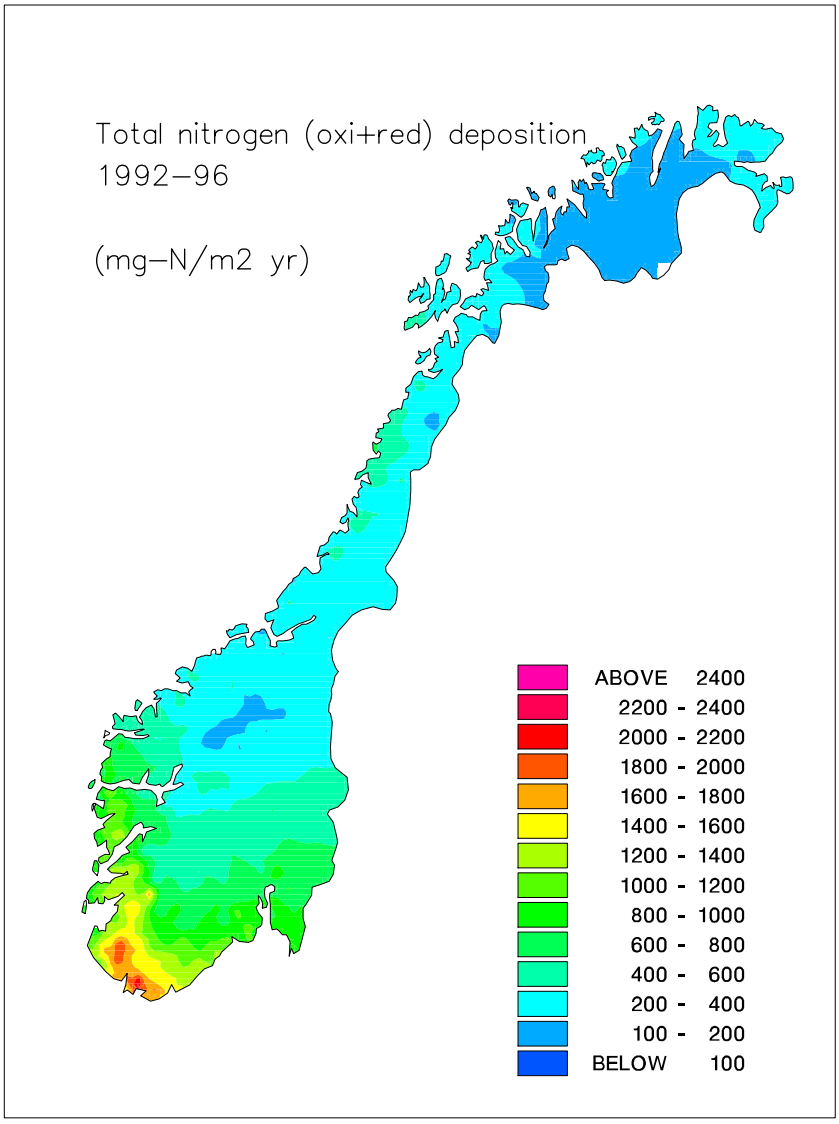
3.2.2 Avsetning av N i Nord-Trøndelag

Avsetning og effekter av langtransporterte luftforurensninger slik som svovel og nitrogen følges gjennom Statens forurensningstilsyns (SFT) "Statlig program for forurensningsovervåking". I dette programmet er NILU ansvarlig for overvåking av atmosfæriske tilførsler, og NIVA er ansvarlig for overvåking av effekter på vannkjemi. Gjennom dette programmet har NILU og NIVA lange og omfattende måleserier for alle deler landet. Resultatene fra overvåkingen rapporteres årlig i en rapportserie fra SFT (for resultatene for 1996 se SFT, 1997a, 1997b). Resultatene fra overvåkingen brukes også til å lage 5-års midler for avsetning av kjemiske komponenter (Tørseth og Pedersen, 1994; Tørseth og Semb, 1997).

N-avsetningen i Norge er høyest i sørvestlige deler av landet (opptil 2500 mg/m^2/år) og avtar gradvis nordover (Figur 2). Nord for Dovre er N-avsetningen generelt svært lav (<400 mg/m^2/år). Tabell 3 viser årlig våtavsetning for N på noen norske bakgrunnsstasjoner i 1996. Av figuren og tabellen kan man se at Nord-Trøndelag ligger i et av de områdene i Norge med lavest N-avsetning.

Tabell 3: Våtavsetning av nitrogen (nitrat og ammonium) ved noen målestasjoner i Sør-Norge i 1997 (data fra SFT, 1998).

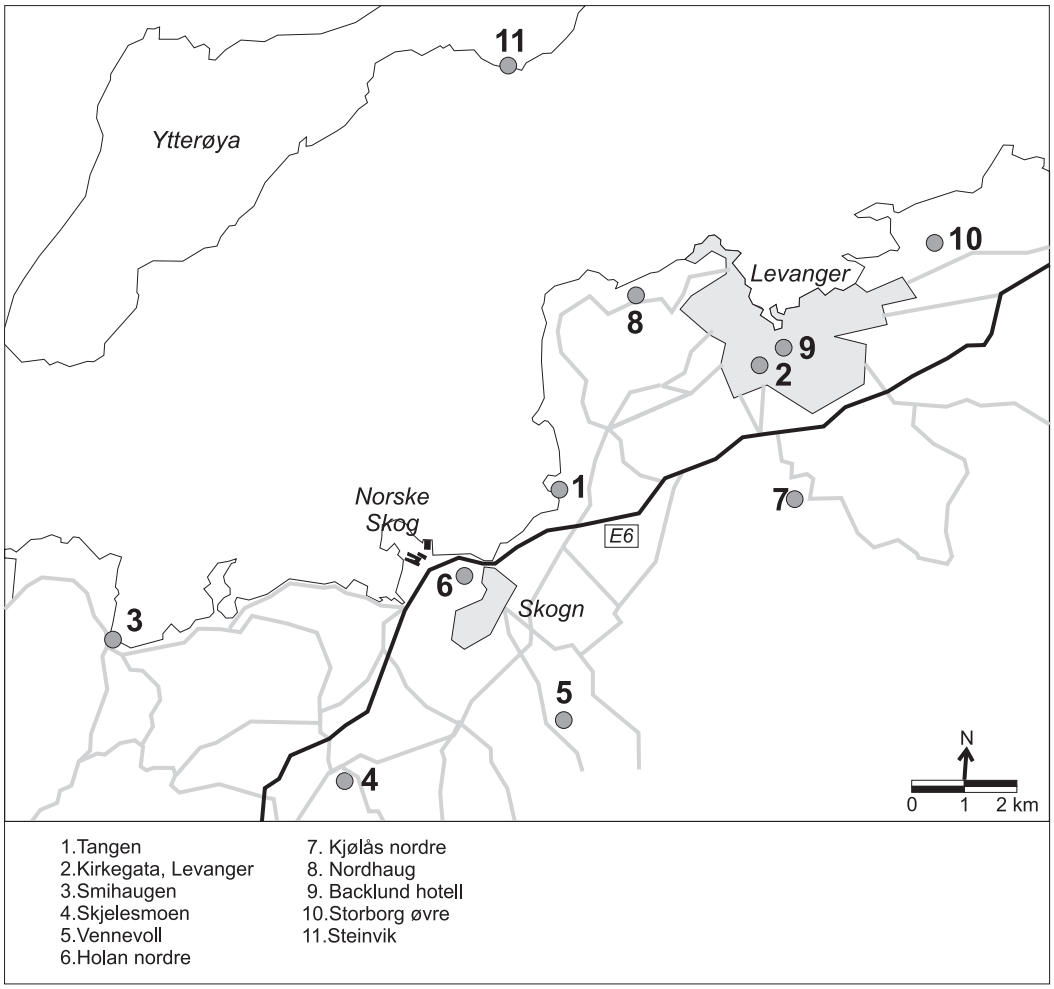
Våtavsetning av nitrat og ammonium i mg N/m^2 pr. år 1997			
Nedbørstasjon	Nitrat	Ammonium	Total våtavsetning av N
Vikedal (Rogaland)	504	684	1188
Birkenes (Aust-Agder)	618	559	1177
Haukeland (Hordaland)	550	844	1344
Treungen (Telemark)	330	282	612
Gulsvik (Buskerud)	225	232	457
Kårvatn (Møre og Romsdal)	109	208	317
Osen (Hedmark)	139	126	265
Høylandet (Nord-Trøndelag)	145	308	453



Figur 2: Avsetning av nitrogen (nitrogen + ammonium) i perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1997).

3.2.3 Måleprogram for luft- og nedbørkvalitet, oktober 1997–september 1998

I perioden oktober 1997–september 1998 ble det gjennomført et måleprogram for luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i Skogn/Levanger som vist i Tabell 4 (Hagen, 1999). Målestasjonenes plassering er vist på kartutsnittet i Figur 3.



Figur 3: Målestasjoner for luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i Skogn/Levanger i perioden oktober 1997–september 1998.

Tabell 4: Måleprogram for luft- og nedbørkvalitet og meteorologiske forhold i Skogn/Levanger i perioden oktober 1997 - september 1998.

	Parameter	Midlingstid	Måleperiode	Tangen	Kirkegata, Levanger	Smi-haugen	Skjeles-moen	Venne-voll	Holan nordre	Kjølås nordre	Nord-haug	Backlund hotell, Levanger	Storborg øvre	Steinvik, Ytterøy
Luftkvalitet	NO	Time	7.10.1997-1.10.1998	x	x[1)]									
	NO_x	Time	7.10.1997-1.10.1998	x	x[1)]									
	NO_2	Time	7.10.1997-1.10.1998	x	x[1)]									
	O_3	Time	7.10.1997-1.10.1998	x										
	SO_2	Måned	7.10.1997-1.10.1998					x	x		x	x		
	NO_2	Måned	7.10.1997-1.10.1998	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Nedbør-kvalitet	Hoved-komponenter[2)]	Uke	9.10.1997-1.10.1998	x										
	Tungmetaller[3)]	Måned	9.10.1997-1.10.1998	x										
Meteorologiske forhold	FF[4)]	Time	9.10.1997-12.10.1998	x										
	GUST[4)]	Time	9.10.1997-12.10.1998	x										
	DD[4)]	Time	9.10.1997-12.10.1998	x										
	TT[4)]	Time	9.10.1997-12.10.1998	x										
	ΔT[4)]	Time	9.10.1997-12.10.1998	x										
	RH[4)]	Time	9.10.1997-12.10.1998	x										
	RR[4)]	Time	9.10.1997-12.10.1998	x										

1) Startet 16.10.1997
2) Nedbørmengde, ledningsevne, pH, SO_4, NO_3, NH_4, Ca, K, Mg, Na, Cl
3) Nedbørmengde, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Co, Fe, Mn, V
4) FF=vindstyrke, GUST=vindkast, DD=vindretning, TT=temperatur, ΔT=temperatur-differansen mellom 10 m.o.b. og 2 m.o.b., som er et mål for luftas stabilitet (spredningsevne), RH=relativ fuktighet, RR=nedbørmengde

Måleprogrammet har gitt nødvendige data for luftkvalitet, nedbørkvalitet og meteorologiske forhold for å

- kartlegge dagens situasjon med hensyn til luftkvalitet i området
- beregne tørr- og våtavsetning av nitrogen
- beregne virkningen på overflatevann (NIVA)
- vurdere effekter på flora og fauna (NINA).

Følgende målinger er gjennomført:

- Luftkvalitetsstasjon i hovedvindretningen mellom Fiborgtanen og Levanger (Tangen):

  * NO, NO_2 og NO_x : timeverdier
  * O_3 : timeverdier
  * Nedbør : ukeverdier.

  Nedbørprøvene ble analysert på mengde, ledningsevne, pH, SO_4, NO_3, NH_4, Ca, K, Mg, Na og Cl. For å vurdere disse dataene er det sammenliknet med data fra bakgrunnsstasjonene Kårvatn, Selbu, Høylandet, Namsvatn og Tustervatn. Analysene av tungmetaller omfattet Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Co, Fe, Mn og V og ble utført på sammenslåtte månedsprøver. Av bakgrunnsstasjonene har bare Namsvatn analyse av disse komponentene (ikke Fe, Mn og V), mens det på Kårvatn analyseres på Pb, Cd og Zn.

- Luftkvalitetsstasjon i Levanger (Kirkegata):

  * NO, NO_2 og NO_x : timeverdier

  Stasjonen ble plassert sentralt, men ikke i gatemiljø, slik at det ved hjelp av meteorologiske data også er mulig å anslå eventuelt bidrag fra Fiborgtangen til luftkvaliteten i Levanger i dag.

- 9 steder for passiv prøvetaking av NO_2 og 4 steder for passiv prøvetaking av SO_2. Disse prøvene ble tatt på månedsbasis og ga data for gjennomsnittsverdier av NO_2 og SO_2 over større områder. En av prøvetakerne for NO_2 ble plassert ved gatemiljø (Backlund hotell) i Levanger (maksimalområdet). I Levanger antas biltrafikken å være den dominerende kilden til nitrogenoksider.

- Meteorologisk stasjon (Tangen):

  * vindretning, vindstyrke, maks. vindstyrke midlet over 2 sekunder, temperatur, stabilitet (vertikal temperaturgradient), relativ fuktighet og nedbørmengde på timebasis.

Ved å koble timeverdier av luftkvalitet og meteorologiske data (vindretning) kan bidrag til luftkvaliteten fra ulike kilder/kildeområder bestemmes. Dette er særlig viktig for å skille bidrag fra biltrafikk, industri, fyring og langtransporterte forurensninger for nitrogenoksider.

3.2.4 Nitrogenoksider og ozon

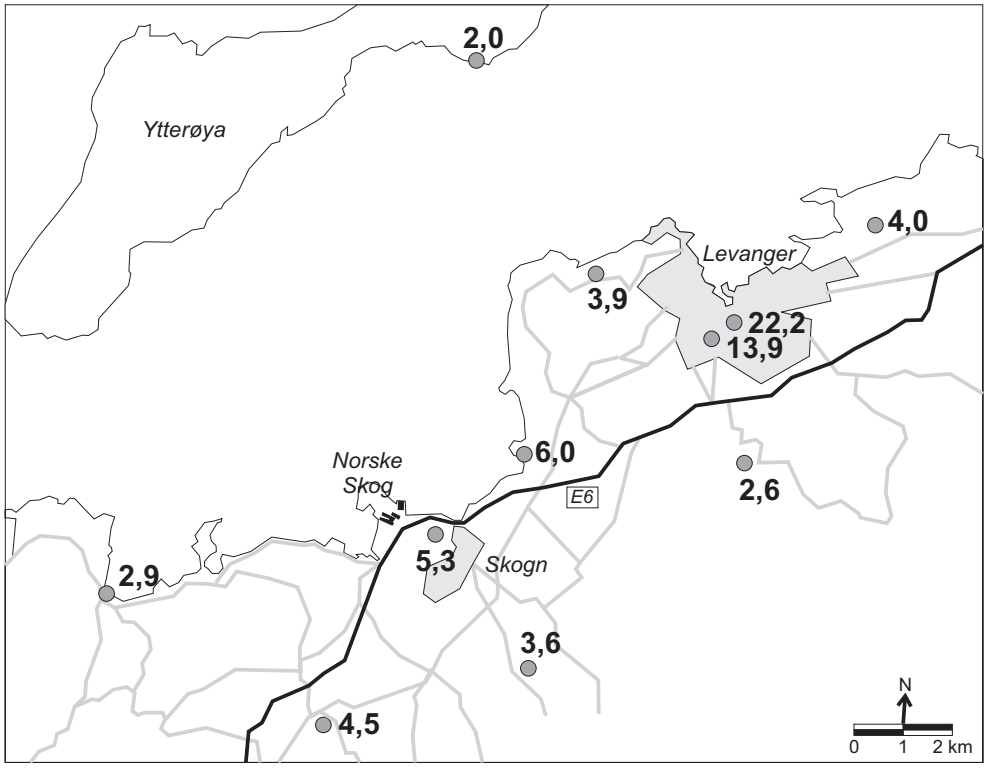
Tabell 5 viser hovedresultatene av målingene av nitrogenoksider med kontinuerlig registrerende monitorer (timemiddelverdier) ved Tangen og nær Kirkegata i Levanger. Konsentrasjonene var klart lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for NO_2 på begge stasjonene. Konsentrasjonene av NO_2, og særlig av NO

og NO_x, var betydelig høyere i Levanger enn på Tangen. Dette viser at biltrafikken er den dominerende kilden til nitrogenoksider i området.

Figur 4 viser middelkonsentrasjoner for NO_2 for alle stasjonene i Skogn/Levanger for perioden oktober 1997-september 1998.

Tabell 5: Statistikk over måleresultater av NO, NO_2 og NO_x med kontinuerlig registrerende monitorer (timemiddelverdier) ved Tangen og Kirkegata 3c i Levanger i perioden oktober 1997-september 1998.

Statistikk for nitrogenoksider	Tangen			Kirkegata 3c		
Oktober 1997–september 1998	NO	NO_2	NO_x	NO	NO_2	NO_x
Middelverdi (µg/m^3)	1,2	6,1	7,8	12,8	14,1	33,7
Høyeste døgnmiddelverdi (µg/m^3)	20,8	28,0	56,7	117,4	46,0	204,7
Antall døgnmiddelverdier >75 µg/m^3	0	0	0	6	0	47
Høyeste timemiddelverdi (µg/m^3)	54,0	54,1	121,6	270,1	77,3	463,0
Antall timemiddelverdier >100 µg/m^3	0	0	8	271	0	723
Antall døgn med en eller flere timemiddelverdier >100 µg/m^3	0	0	5	60	0	103
Antall timemiddelobservasjoner	8 511	8 511	8 511	8 228	8 228	8 228
Antall døgn med minst 12 godkjente timemiddelobservasjoner	358	358	358	346	346	346



Figur 4: Middelverdier av NO_2 i perioden oktober 1997–september 1998 (µg/m³).

De høyeste konsentrasjonene av NO_2 ble målt i Levanger, og gatestasjonen ved Backlund hotell var mest belastet. Stasjonene utenfor Levanger viste betydelig lavere konsentrasjoner enn i byen. De laveste middelverdien ble målt ved Steinvik på Ytterøya (2,0 µg/m³). Målingene ved bakgrunnsstasjonene Kårvatn (0,9 µg/m³) og Tustervatn (0,5 µg/m³) viste enda lavere middelverdier. De langtransporterte luftforurensningene av NO_2 er derfor langt lavere enn de målte verdiene i Levanger, men noe lavere enn på de minst belastede målestedene i området.

Selv om det meste av nitrogenoksidutslippene fra all forbrenning (90-95%) er som NO, viser målingene at NO_2 utgjorde ca. 78% av sum nitrogenoksider ved Tangen og ca. 42% ved Kirkegata som gjennomsnitt for hele perioden oktober 1997-september 1998. Bidraget fra langtransporterte NO_2-forurensninger er som nevnt lite (<1 µg/m³) i området. Imidlertid vil NO reagere raskt med tilgjengelig ozon (O_3) og danne NO_2. Det vil nesten alltid være tilstrekkelig O_3 i lufta til at denne reaksjonen vil gi et betydelig bidrag til de målte NO_2-konsentrasjonene.

Tabell 6 gir en oversikt over måleresultatene av O_3 ved Tangen i perioden oktober 1997-september 1998.

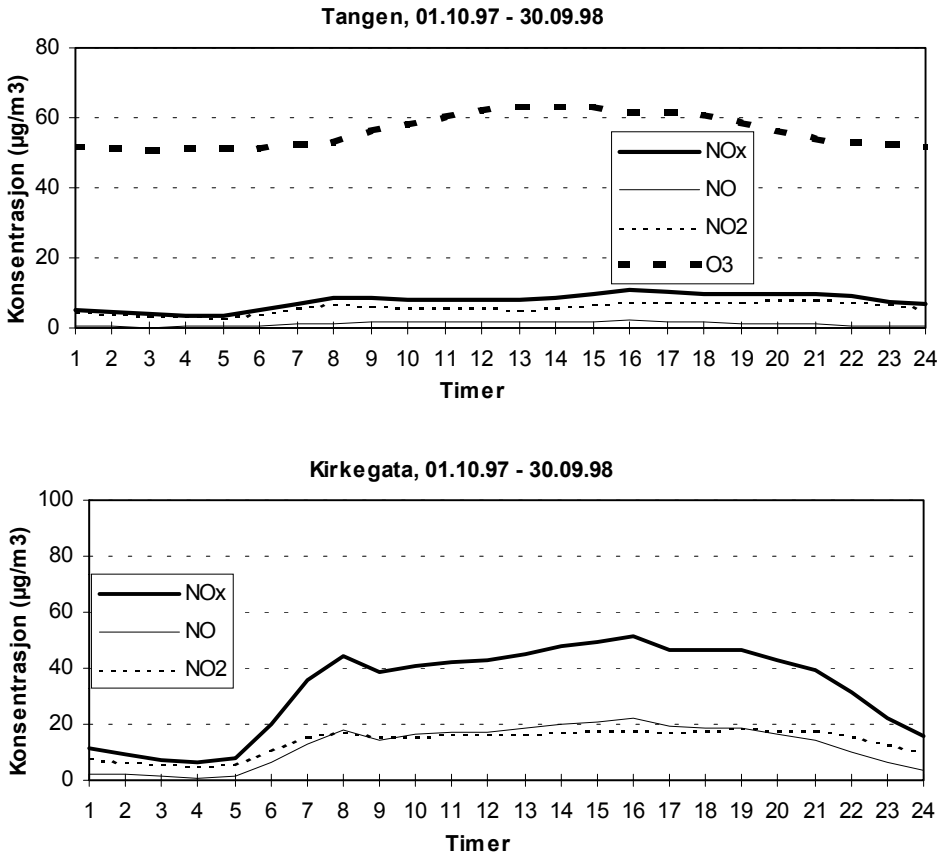
Målinger av O_3 på norske bakgrunnsstasjoner gjennom mange år viser at O_3 i hovedsak skyldes langtransporterte forurensninger fra andre deler av Europa. På grunn av reaksjonen mellom O_3 og NO, som gir NO_2, er konsentrasjonen av O_3 vanligvis lavere i byene og i andre trafikkerte områder enn utenfor disse områdene. Målingene på Tangen viser ikke uventet lavere konsentrasjoner enn ved Kårvatn og Tustervatn. Dette skyldes i hovedsak nitrogenoksidutslippene lokalt.

Likevel ble de fleste av SFTs anbefalte luftkvalitetskriterier for virkning på helse og vegetasjon overskredet ved Tangen, særlig sommerstid. Helsekriteriet på 100 µg/m³ som timemiddelverdi ble overskredet 2 ganger i vinterhalvåret 1997/98 og 127 ganger i sommerhalvåret 1998. Vinterhalvåret hadde 54 døgn og sommerhalvåret hadde 61 døgn med 8-timers middelverdi over 80 µg/m³. De fleste overskridelsene var i månedene februar-mai 1998. Vegetasjonskriteriet på 60 µg/m³ som 8-timers middelverdi ble overskredet 106 dager i vinterhalvåret og 137 dager i sommerhalvåret. Derimot ble ikke timemiddelkriteriet for vegetasjon på 150 µg/m³ overskredet. Høyeste målte timemiddelverdi var 126 µg/m³ i april 1998. Kriteriet for gjennomsnittlig 7-timers middelverdi (kl 09-16) for vekstsesongen (april-september) på 50 µg/m³ ble klart overskredet. Den målte verdien var 69 µg/m³.

Figur 5 viser at konsentrasjonene av NO, NO_2 og NO_x hadde en midlere variasjon over døgnet som klart viser at biltrafikken var den dominerende kilden. Tidlig om morgenen, da trafikken var minimal, var det minst forskjell i NO_2-konsentrasjon mellom Tangen og Kirkegata. Ellers i døgnet var det betydelig høyere konsentrasjoner ved Kirkegata, der avstanden til utslippene var betydlig kortere enn ved Tangen. Også ved Tangen er imidlertid biltrafikken den dominerende kilden til nitrogenoksider.

Tabell 6: Statistikk over måleresultater av O_3 ved Tangen i perioden oktober 1997-september 1998.

Tangen, Skogn	Okt. 1997	Nov. 1997	Des. 1997	Jan. 1998	Feb. 1998	Mar. 1998	Okt. 97-mar. 98	Apr. 1998	Mai 1998	Juni 1998	Juli 1998	Aug. 1998	Sep. 1998	Apr.-sep. 98	Okt. 97-sep. 98
Månedsmiddelverdi (µg/m^3)	53	35	38	51	74	76	55	76	74	56	48	49	45	58	56
Middelverdi over 7 timer (kl 09-16) i vekstsesongen	-	-	-	-	-	-	-	88	85	63	58	57	60	69	-
Høyeste middelverdi over 8 timer (µg/m^3)	78	80	79	90	97	99	99	119	119	86	79	76	89	119	119
Antall døgn med en eller flere 8 h-middel-verdier >80 µg/m^3	0	0	0	9	21	24	54	26	24	5	0	0	6	61	115
Antall døgn med en eller flere 8-h-middel-verdier >60 µg/m^3	16	7	6	21	25	31	106	29	31	25	18	19	15	137	243
Høyeste timemiddelverdi (µg/m^3)	83	84	83	91	103	101	103	126	123	95	91	85	98	126	126
Antall timemiddelverdier >100 µg/m^3	0	0	0	0	1	1	2	72	55	0	0	0	0	127	129
Antall døgn med en eller flere timemiddel-verdier >100 µg/m^3	0	0	0	0	1	1	2	11	9	0	0	0	0	20	22
Antall timemiddelverdier >150 µg/m^3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Antall døgn med en eller flere timemiddel-verdier >150 µg/m^3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Antall timemiddelobservasjoner	565	689	740	744	672	744	4 154	720	744	720	744	742	720	4 390	8 544
Antall døgn med minst 12 godkjente time-middelovservasjoner	24	28	31	31	28	31	173	30	31	30	31	31	30	183	356

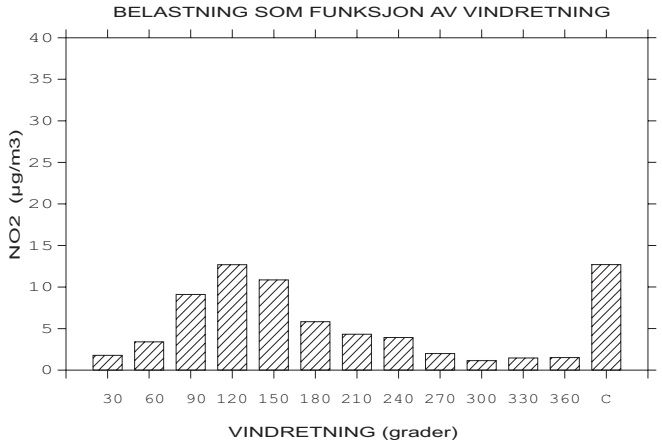


Figur 5: Gjennomsnittskonsentrasjoner over "middeldøgnet" av NO, NO_2, NO_x og O_3 ved Tangen og av NO, NO_2 og NO_x ved Kirkegata i Levanger i perioden oktober 1997–september 1998 (µg/m³).

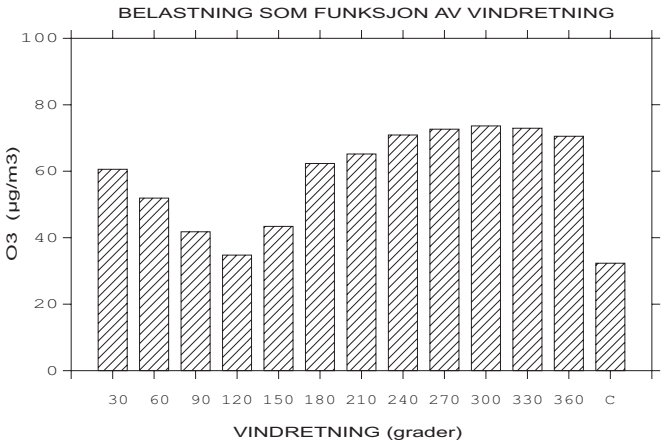
NO_2- og O_3-konsentrasjonen varierte motsatt ved Tangen, dvs. at økte NO_2-konsentrasjoner falt sammen med reduserte O_3-konsentrasjoner. Dette var mest markert i vinterhalvåret og skyldes at NO reagerer med O_3 og danner NO_2. Ved Tangen var det ganske lite NO igjen etter denne reaksjonen. Ved Kirkegata var NO-konsentrasjonen høyere enn ved Tangen. Selv om reaksjonen mellom NO og O_3 også foregikk ved Kirkegata, var NO-konsentrasjonen mye høyere i utgangspunktet på grunn av nærheten til trafikkutslippet. Etter omdanningen til NO_2 vil det fortsatt være en del NO til stede i lufta i et trafikkert miljø, mens det meste av NO vil være "spist opp" ved Tangen.

Figur 6 viser middelkonsentrasjoner i 12 30°-vindsektorer for perioden oktober 1997-september 1998 av NO_2 og O_3 ved Tangen og av NO_2 ved Kirkegata i Levanger. Ved Tangen var det forhøyede NO_2-konsentrasjoner ved vind i en bred sektor fra øst til sør. Dette skyldes utslippene fra E6 og fra veien forbi Alstadhaug kirke. Trafikkutslipp ga også bidrag i sektorer fra nordøst til øst og fra sør til vest. Utslipp fra Norske Skog på Fiborgtangen vil gi bidrag ved vind i 240°-sektoren, men også trafikkutslipp kan gi bidrag fra denne retningen. Målingene viste klart at bidraget av NO_2 fra Norske Skog til den målte NO_2-konsentrasjonen på Tangen (1-2 µg/m³) var meget lite i forhold til bidraget fra biltrafikken. I Levanger var trafikkbidraget enda mer dominerende.

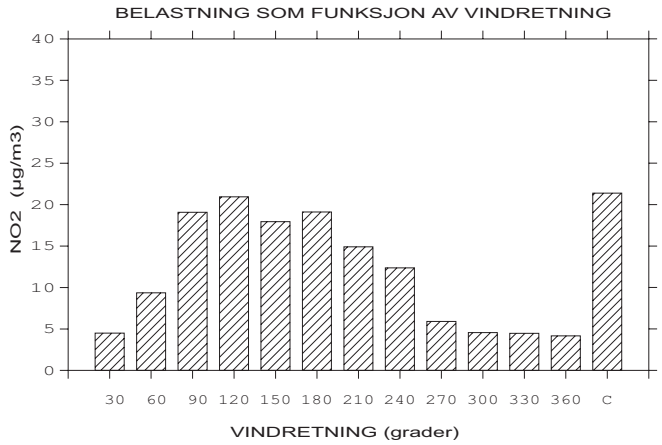
NO2 :Tangen
Periode : 1.10.97-30. 9.98
Enhet :µg/m3



O3 :Tangen
Periode : 1.10.97-30. 9.98
Enhet :µg/m3



NO2 :Kirkegata
Periode : 1.10.97-30. 9.98
Enhet :µg/m3



Figur 6: Middelkonsentrasjoner i 12 30°-sektorer for perioden oktober 1997–september 1998 av a) NO_2 og b) O_3 ved Tangen og av c) NO_2 ved Kirkegata i Levanger (µg/m³). Vind er målt på Tangen.

O_3-konsentrasjonen var som ventet lavest ved vind fra østlig og sørøstlig kant, der reaksjonen med NO reduserer O_3. Selv uten denne reaksjonen ville imidlertid konsentrasjonen av O_3 vært lavest ved disse vindretningene fordi lufta i lange tider har passert over land med en tilhørende avsetning på bakken. De høyeste O_3-konsentrasjonene ble målt ved vind i en sektor fra sørvest over vest og nord til nord-nordøst. Ved disse vindretningene har lufttransporten i hovedsak foregått over sjø.

3.2.5 Svoveldioksid

SO_2 ble ikke ansett å være noe problem i området, og målingene ble derfor begrenset til å omfatte månedsmiddelkonsentrasjoner på fire steder.

Måleresultatene viser at i vinterhalvåret 1997/98 varierte halvårsmiddelverdien fra 1,7 µg/m³ ved Nordhaug til 2,9 µg/m³ ved Holan nordre. I sommerhalvåret 1998 var verdiene enda lavere. Det midlere SO_2-nivået i området er derfor langt lavere enn SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for halvårsmiddelverdi på 40 µg/m³ for virkninger på helse og også betydelig lavere enn årsmiddelkriteriet på 20 µg/m³ for virkning på vegetasjon. Middelkonsentrasjonene på bakgrunnsstasjonene Kårvatn og Tustervatn i måleperioden oktober 1997-september 1998 var bare 0,1-0,2 µg/m³. Dette betyr at de lokale utslippene i Skogn/Levanger gir det største bidraget til SO_2 i området, men konsentrasjonene er meget lave.

3.2.6 Nedbørkvalitet og våtavsetning

Nedbørkvalitet ble målt på ukebasis på Tangen. Prøvene av tungmetaller ble slått sammen til månedsprøver ved analysen. Tabell 7 viser middelkonsentrasjoner av hovedkomponenter og tungmetaller i nedbøren i perioden oktober 1997-september 1998. I tabellen er det sammenlignet med årsmiddelkonsentrasjoner ved bakgrunnsstasjonene Kårvatn, Selbu, Høylandet, Namsvatn og Tustervatn for 1997 (SFT, 1998).

Målingene ved Tangen viste høyere konsentrasjoner enn ved bakgrunnsstasjonene for NO_3, SO_4, Ca og NH_4, mens det ikke var så stor forskjell for de andre hovedkomponentene.

Sammenligningsgrunnlaget for tungmetaller i området er dårlig, da det bare er Kårvatn og Namsvatn av stasjonene i "nærområdet" hvor tungmetaller analyseres. Sammenligning med disse stasjonene viser omtrent samme konsentrasjon av bly og høyere konsentrasjoner av øvrige komponenter ved Tangen. Sammenlignes det i stedet med Lista lenger sør, hadde Tangen lavere konsentrasjoner av Pb, Cd og Zn og omtrent samme konsentrasjoner av Ni, Cu, Co og Cr som Lista for året 1997. Fe, Mn og V er ikke analysert på Lista.

Våtavsetningen av hovedkomponenter og tungmetaller er beregnet i Tabell 8. Nedbørmengden i perioden oktober 1997-september 1998 var omtrent som eller såvidt i underkant av det normale. I perioden hadde de offisielle værstasjonene

Værnes og Verdal-Reppe henholdsvis 92% og 100% av normal nedbørmengde. Måleperioden må derfor anses som representativ med hensyn til nedbørmengde.

Våtavsetningen ved Tangen var høyere eller noe høyere enn ved bakgrunnsstasjonene. Dette gjelder både hovedkomponenter og tungmetaller. Årsakene til dette er trolig utslipp fra jordbruksaktivitet, industri og trafikk i nærområdet.

Tabell 7: Middelkonsentrasjoner av hovedkomponenter og tungmetaller i nedbør ved Tangen for perioden oktober 1997-september 1998 sammenlignet med data fra relevante bakgrunnsstasjoner for 1997 (Namsvatn for 1996).

	Komponent	Enhet	Tangen Okt.1997-sep. 1998	Kårvatn 1997	Selbu 1997	Høylandet 1997	Namsvatn 1996	Tustervatn 1997
Hoved-komponenter	Nedbør	mm	854	1842	1682	1418	697	1528
	pH		5,47	5,22	5,26	5,25	5,10	5,34
	Cl	mg/l	4,64	3,52	3,29	5,56	1,43	4,59
	NO_3-N[1)]	mg/l	0,23	0,06	0,06	0,10	0,12	0,06
	SO_4-S[2)]	mg/l	0,31	0,09	0,11	0,14	0,17	0,08
	Na	mg/l	2,50	1,80	1,47	2,61	0,76	2,30
	K	mg/l	0,14	0,12	0,10	0,14	0,04	0,17
	Ca	mg/l	0,26	0,12	0,16	0,17	0,11	0,17
	Mg	mg/l	0,32	0,23	0,20	0,32	0,11	0,30
	NH_4-N[1)]	mg/l	0,55	0,11	0,10	0,22	0,20	0,18
Tung-metaller	Pb	µg/l	0,55	0,49			0,54	
	Cd	µg/l	0,025	0,01			0,017	
	Cu	µg/l	0,90	-			0,49	
	Zn	µg/l	4,35	1,56			2,97	
	Cr	µg/l	0,23	-			<0,20	
	Ni	µg/l	0,44	-			0,14	
	Co	µg/l	0,04	-			0,01	
	Fe	µg/l	41,1	-			-	
	Mn	µg/l	2,96	-			-	
	V	µg/l	0,11	-			-	

1) Regnet som N
2) Regnet som S og sjøsaltkorrigert

Tabell 8: Våtavsetning av hovedkomponenter og tungemtaller i nedbør ved Tangen for perioden oktober 1997-september 1998 sammenliknet med data fra relevante bakgrunnsstasjoner for 1997 (Namsvatn for 1996).

	Komponent	Enhet	Tangen Okt.1997-sep. 1998	Kårvatn 1997	Selbu 1997	Høylandet 1997	Namsvatn 1996	Tustervatn 1997
Hoved-komponenter	Cl	mg/m^2	3959	6486	5068	7333	994	7018
	NO_3-N[1)]	mg/m^2	199	109	105	145	86	98
	SO_4-S[2)]	mg/m^2	262	171	183	196	117	121
	Na	mg/m^2	2132	3309	2472	3700	526	3511
	K	mg/m^2	123	225	161	197	26	254
	Ca	mg/m^2	225	217	271	235	73	258
	Mg	mg/m^2	272	421	329	457	74	454
	NH_4-N[1)]	mg/m^2	471	208	172	308	139	271
Tung-metaller	Pb	$\mu g/m^2$	477	1215			354	
	Cd	$\mu g/m^2$	21	14			11	
	Cu	$\mu g/m^2$	777				325	
	Zn	$\mu g/m^2$	3770	2743			1955	
	Cr	$\mu g/m^2$	198				86	
	Ni	$\mu g/m^2$	378				91	
	Co	$\mu g/m^2$	36				10	
	Fe	$\mu g/m^2$	35600				-	
	Mn	$\mu g/m^2$	2570				-	
	V	$\mu g/m^2$	97					

1) Regnet som N
2) Regnet som S og sjøsaltkorrigert

Sammenligningsgrunnlaget for tungmetaller i området er dårlig, da det bare er Kårvatn og Tustervatn av stasjonene i "nærområdet" hvor tungmetaller analyseres. Sammenlignes det med stasjonene Lista og Ualand lenger sør, viser disse betydelig høyere avsetning særlig for Pb, noe høyere avsetning for Cl og Zn, omtrent samme avsetning for Ni og litt lavere avsetning for Cu, Co og Cr. Fe, Mn og V er ikke analysert på disse stasjonene.

3.2.7 Tørravsetning av NO_2 og SO_2

Luftkonsentrasjonene av både NO_2 og SO_2 er noe høyere i området enn ved bakgrunnsstasjonene. Tørravsetningen beregnes ved å multiplisere midlere konsentrasjon med en antatt tørravsetningshastighet på 0,1 cm/s både for NO_2 og SO_2 i vinterhalvåret. I sommerhalvåret er det antatt tørravsetningshastigheter på 0,5 cm/s for NO_2 og 0,7 cm/s for SO_2.

Ved beregning av tørravsetningen er det brukt målte middelkonsentrasjoner av NO_2 og SO_2 for alle målestasjonene i området, unntatt de to stasjonene for NO_2 i Levanger som er klart mer belastet på grunn av biltrafikken lokalt.

Midlere NO_2-konsentrasjoner er beregnet til 5,1 µg/m^3 som NO_2 eller 1,6 µg/m^3 som N i vinterhalvåret og 2,6 µg/m^3 som NO_2 eller 0,8 µg/m^3 som N i sommerhalvåret. Dette gir en tørravsetning på 87 mg/m^2 regnet som N på årsbasis. Dette er fordelt med 25 mg/m^2 i vinterhalvåret og 62 mg/m^2 i sommerhalvåret.

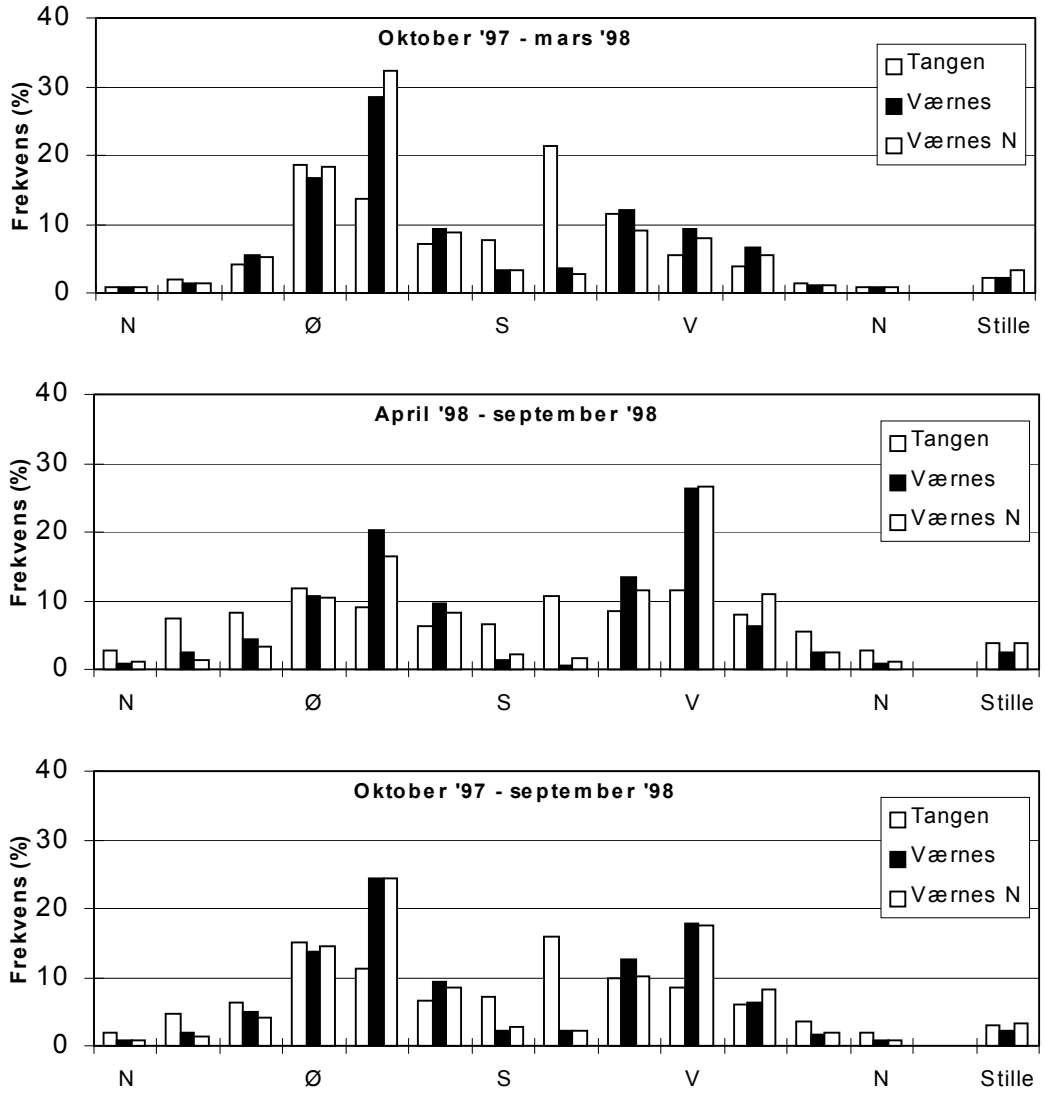
Midlere SO_2-konsentrasjoner er beregnet til 2,3 µg/m^3 som SO_2 eller 1,2 µg/m^3 som S i vinterhalvåret og 1,2 µg/m^3 som SO_2 eller 0,6 µg/m^3 som S i sommerhalvåret. Dette gir en tørravsetning på 84 mg/m^2 regnet som S på årsbasis. Dette er fordelt med 19 mg/m^2 i vinterhalvåret og 65 mg/m^2 i sommerhalvåret.

4. Spredningsforhold og meteorologi

Den meteorologiske stasjonen var plassert ved Tangen ca. 3 km øst-nordøst for det planlagte kraftvarmeverket på Fiborgtangen. Målingene omfattet vindstyrke, vindkast, vindretning, temperatur, stabilitet, relativ fuktighet og nedbørmengde i perioden oktober 1997–september 1998. Alle målingene ble gjennomført kontinuerlig. Dataene ble logget som middelverdier over fem minutter og lagret som timemiddelverdier.

4.1 Vindretning

Vindfrekvensfordelinger fra Tangen for periodene oktober 1997–mars 1998 (vinterhalvår), april–september 1998 (sommerhalvår) og for hele perioden oktober 1997–september 1998 er vist i Figur 7. Figuren viser også vindfrekvensfordelinger fra Det norske meteorologiske institutts (DNMI) stasjon Værnes for de samme periodene i 1997/98 og i 1961-1990. Perioden 1961-1990 er definert som "normalperioden". Figuren viser hvor stor prosent av tiden det blåste **fra** tolv 30-graders sektorer. Tallet C viser hvor stor del av tiden i prosent vindstyrken var lavere enn eller lik 0,5 m/s, definert som vindstille.



Figur 7: Vindfrekvensfordelinger for Tangen og Værnes for periodene oktober 1997–mars 1998, april–september 1998 og oktober 1997–september 1998, samt normalen for Værnes (N) for de samme periodene for årene 1961-1990.

Vindmålingene på Tangen viste at vind fra øst, øst-sørøst og sør-sørvest hadde høyest frekvens i perioden oktober 1997–mars 1998. Vind i en bred sektor fra vest til nordøst forekom mindre hyppig enn fra andre retninger. I sommerhalvåret 1998 var ikke hovedvindretningene så markerte som i vinterhalvåret 1997/98. Den største forskjellen mellom Tangen og Værnes var at det i begge halvårene var mindre hyppig vind fra øst-sørøst og vest (sommer) og oftere forekommende vind fra sør-sørvest ved Tangen enn ved Værnes. Stasjonen på Værnes er tydelig påvirket av hoveddalføret (Stjørdalen), slik at vinden kanaliseres langs dalaksen.

Vindmålingene på Værnes viste små forskjeller mellom måleperioden 1997/98 og normalperioden 1961-1990 med hensyn til hyppighetsfordeling av vindretninger både i vinter- og sommerhalvåret. Måleperioden må derfor sies å være representativ med hensyn til forekomst av vindretninger.

4.2 Vindstyrke

Tabell 9 viser midlere vindstyrke for hver måned i perioden oktober 1997-september 1998 for Tangen og Værnes og middelvindstyrken for Værnes i normalperioden 1961-1990 for de samme månedene. Hele perioden sett under ett var midlere vindstyrke på Tangen omtrent som eller litt lavere enn på Værnes. Sett i forhold til normalperioden 1961-1990 var midlere vindstyrke i måleperioden litt lavere enn normalt.

Tabell 9: Midlere vindstyrke for hver måned for Tangen og Værnes og for Værnes for normalperioden 1961-1990 (m/s).

Måned	Tangen 1997/98	Værnes 1997/98	Værnes 1961–1990
Oktober	3,8[1)]	3,8	3,7
November	2,3	3,3	3,9
Desember	2,7	2,9	4,2
Januar	3,7	3,8	4,1
Februar	5,2	4,2	3,9
Mars	4,0	4,2	4,0
Oktober-mars	3,6	3,7	4,0
April	2,8	4,0	3,9
Mai	3,0	3,3	3,9
Juni	2,5	2,8	3,8
Juli	2,6	3,3	3,7
August	3,3	3,7	3,5
September	2,2	2,7	3,7
April-september	2,7	3,1	3,8
Oktober-september	3,2	3,4	3,8

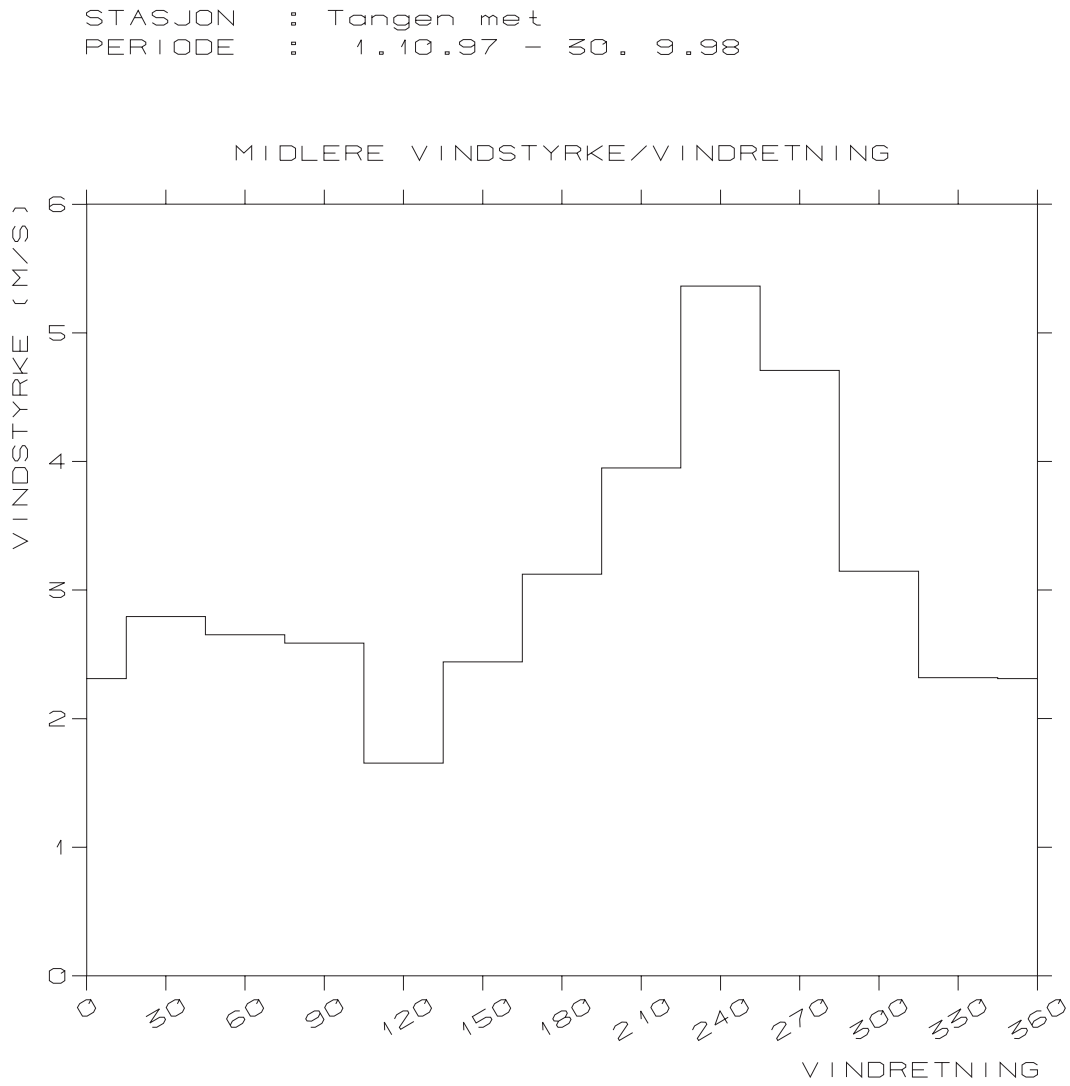
1) Målestart 9.10.1997.

Tabell 10 viser at det på årsbasis blåste under ca. 2,5 m/s i omlag halvparten av tiden. Vindstyrker over 6 m/s forekom i ca. 10% av tiden, mens det blåste over 10 m/s i ca. 2% av tiden. Høyeste timemidlete vindstyrke var 16,6 m/s. Vindstyrker over 10 m/s forekom mer enn 10 ganger så hyppig i vinterhalvåret som i sommerhalvåret.

Figur 8 viser midlere vindstyrke for Tangen for perioden oktober 1997–september 1998 for tolv 30°-vindsektorer. Figuren viser at vind fra østlig og sørøstlig kant, som forekom hyppig, hadde lav vindstyrke. I gjennomsnitt hadde vind fra vest-sørvest høyest midlere styrke.

Tabell 10: Forekomst (frekvens) av vind (timemiddelverdier) i forskjellige vindstyrkeklasser ved Tangen i perioden oktober 1997–september 1998.

Timemiddelvindstyrke	Frekvens	Kumulativ frekvens
Stille	3,0	3,0
0,5 – 1,0 m/s	11,8	14,8
1,1 – 2,0 m/s	24,7	39,5
2,1 – 3,0 m/s	17,3	56,8
3,1 – 4,0 m/s	15,8	72,6
4,1 – 5,0 m/s	11,5	84,0
5,1 – 6,0 m/s	6,3	90,3
6,1 – 7,0 m/s	3,2	93,6
7,1 – 10,0 m/s	4,5	98,1
> 10,0 m/s	1,9	100,0
Høyeste timemiddelvindstyrke: 16,6 m/s (18.02.1998 kl 14)		



Figur 8: Midlere vindstyrke i tolv 30°-vindsektorer ved Tangen i perioden oktober 1997-september 1998 (m/s).

4.3 Stabilitetsforhold

Vurdering av stabilitetsforholdene er basert på timevise målinger av temperaturdifferansen (ΔT) mellom 10 m og 2 m o.b. Fire stabilitetsklasser er definert på følgende måte:

Ustabil sjiktning	(I)	:	$\Delta T < -0{,}5$ °C
Nøytral sjiktning	(II)	:	$-0{,}5 < \Delta T < 0{,}0$ °C
Lett stabil sjiktning	(III)	:	$0{,}0 < \Delta T < 0{,}5$ °C
Stabil sjiktning	(IV)	:	$0{,}5 < \Delta T$ °C

Typiske trekk for de ulike stabilitetsklassene kan kort sammenfattes slik:

Ustabile atmosfæriske forhold (U) forekommer oftest om dagen og sommeren ved klarvær og lave vindstyrker og når kald luft transporteres over varm sjø/land. Da vil bakken/sjøen varme opp det nederste luftlaget og det dannes vertikale turbulente luftstrømmer som gir god vertikal spredning av utslippet.

Nøytrale atmosfæriske forhold (N) forekommer ved høye og moderate vindstyrker, og oftest ved overskyet vær. Høy vindstyrke og mindre oppvarming av bakken gir god horisontal og vertikal spredning. Høye vindstyrker danner turbulens ved friksjon med bakken, slik at luftlaget vil bli godt blandet.

Stabile atmosfæriske forhold (LS, S) er typisk for stille, klare netter og vintersituasjoner med avkjøling av bakken og det nederste luftlaget eller når atmosfæren avkjøles nedenfra på grunn av kald sjø. Temperaturen øker med høyden over bakken, og det blir dårlig vertikalspredning i det stabile luftlaget.

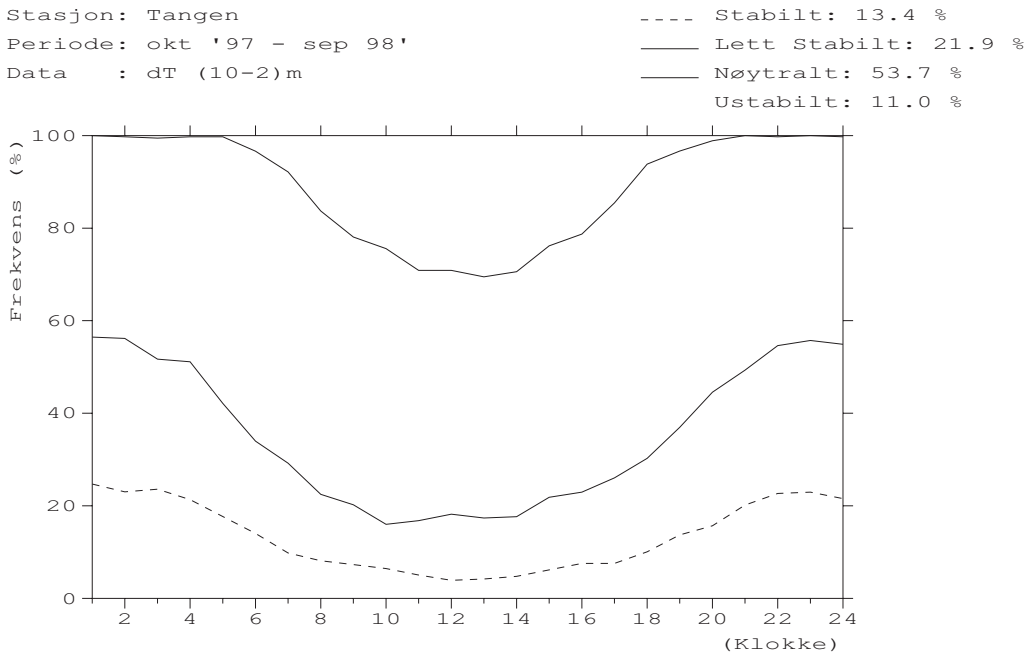
En statistisk bearbeidelse av frekvensfordeling av vind og stabilitet for Tangen for perioden oktober 1997–september 1998 fordelt på tolv 30°-vindsektorer, fire stabilitetsklasser og fire vindstyrkeklasser er vist i Tabell 11. Lett stabile og stabile forhold dominerte ved lav vindstyrke (< 2 m/s), mens jo høyere vindstyrken var, dess større forekomst var det av nøytrale stabilitetsforhold.

Stabilitetsfordelingen som funksjon av tid på døgnet og som funksjon av vindretning for perioden oktober 1997–september 1998 er vist i henholdsvis Figur 9 og Figur 10. Nøytral sjiktning forekom i vel 50% av tiden. Stabil sjiktning forekom klart oftest i vinterhalvåret, mens ustabil sjiktning forekom betydelig hyppigere om sommeren enn om vinteren. Stabil sjiktning forekom oftest om natten, mens ustabil sjiktning forekom hyppigst på dagtid om sommeren. Nøytral sjiktning forekom hyppig til alle tidspunkt året rundt.

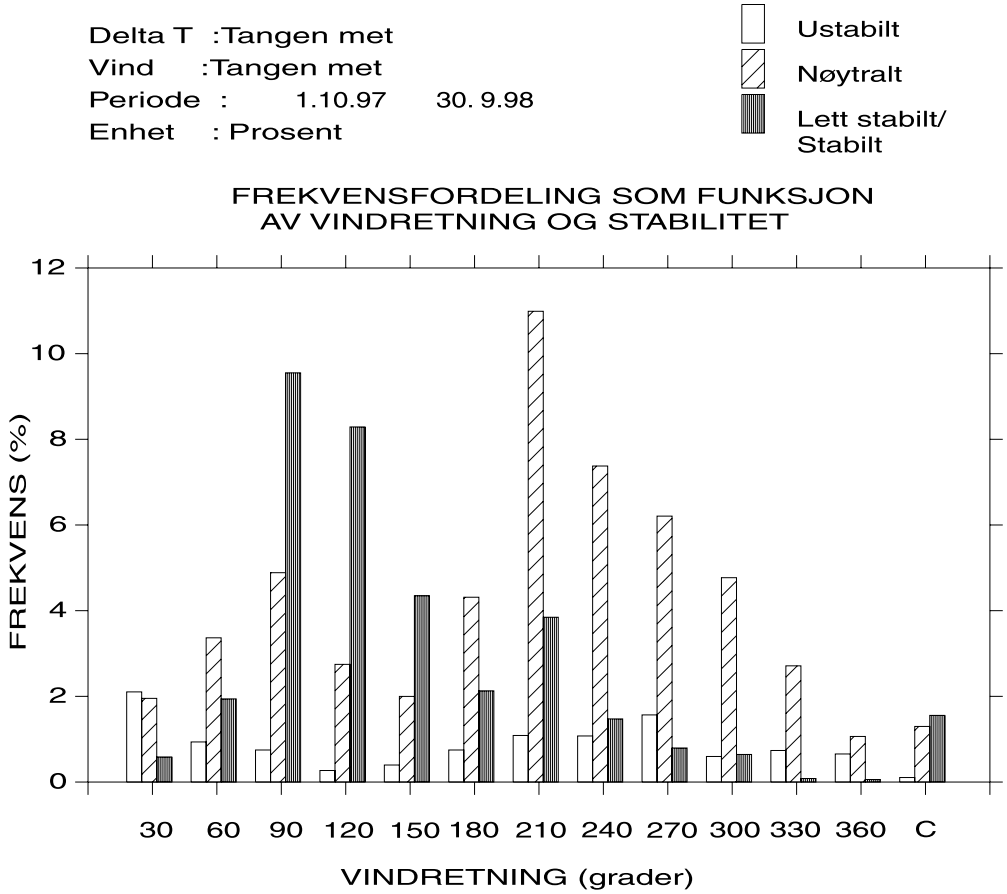
Ved vind fra østlig og sørøstlig kant (vanligvis lav vindstyrke) dominerte stabile og lett stabile forhold. Ved vind fra sør, sørvest og vest var det oftest nøytral stabilitet. Ustabil sjiktning forekom oftest ved vind fra nordøst og vest, særlig om sommeren.

Tabell 11: Vind- og stabilitetsfordeling for Tangen for perioden oktober 1997–september 1998 fordelt på tolv vindsektorer, fire vindstyrkeklasser og fire stabilitetsklasser. Vindstyrke ≤ 0,5 m/s er definert som vindstille.

	0,0–2,0 m/s				2,0–4,0 m/s				4,0–6,0 m/s				over 6,0 m/s				
Vindretning	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	Rose
30	0,6	0,6	0,2	0,1	1,2	1,0	0,2	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	4,6
60	0,4	1,2	0,5	0,3	0,4	1,6	0,5	0,2	0,1	0,6	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2
90	0,3	2,1	1,9	2,2	0,3	1,8	2,9	1,4	0,2	1,0	1,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	15,2
120	0,0	1,9	2,6	4,2	0,2	0,5	0,5	0,8	0,1	0,3	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	11,3
150	0,0	0,8	1,4	2,1	0,1	0,3	0,4	0,3	0,1	0,4	0,1	0,0	0,1	0,5	0,0	0,0	6,7
180	0,1	1,3	0,8	0,4	0,2	1,7	0,7	0,1	0,2	1,0	0,1	0,0	0,2	0,3	0,0	0,0	7,2
210	0,2	1,1	0,5	0,1	0,6	5,0	1,5	0,1	0,2	3,6	1,1	0,1	0,0	1,3	0,4	0,0	15,9
240	0,4	0,7	0,3	0,1	0,4	1,7	0,5	0,0	0,2	2,0	0,3	0,0	0,1	3,0	0,2	0,0	9,9
270	0,4	1,3	0,2	0,0	0,5	1,5	0,1	0,0	0,5	1,4	0,2	0,0	0,2	2,1	0,2	0,0	8,6
300	0,1	1,9	0,3	0,0	0,2	1,5	0,2	0,0	0,2	1,0	0,1	0,0	0,1	0,3	0,1	0,0	6,0
330	0,5	1,3	0,1	0,0	0,2	1,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5
360	0,3	0,6	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8
Stille	0,1	1,3	1,0	0,6													3,0
Total	3,5	15,9	9,9	10,1	4,6	18,0	7,5	3,1	2,1	12,0	3,4	0,2	0,8	7,8	1,1	0,0	100,0
Forekomst	39,4%				33,1%				17,8%				9,7%				
	Fordeling på stabilitetsklasser																
	Klasse I				Klasse II				Klasse III				Klasse IV				
Forekomst	11,0%				53,7%				21,9%				13,4%				100,0%



Figur 9: Stabilitetsfordeling som funksjon av tid på døgnet ved Tangen for perioden oktober 1997–september 1998.



Figur 10: Atmosfærisk stabilitet som funksjon av vindretning ved Tangen for perioden oktober 1997-september 1998.

4.4 Lufttemperatur

Tabell 12 gir månedsmiddeltemperatur for hver måned for Tangen og Værnes for perioden oktober 1997-september 1998, samt normaltemperaturen for Værnes for de tilsvarende månedene i årene 1961-1990. Målingene viser at det var noe kaldere enn normalt i oktober 1997 og mai 1998. I januar 1998, februar 1998 og september 1998 var noe varmere enn normalt. I de øvrige månedene var det små avvik fra normaltemperaturen. Året under ett var 0,4°C varmere enn normalt. I alle månedene var det liten eller ingen forskjell mellom Tangen og Værnes.

Tabell 12: Månedsmiddeltemperaturer for Tangen og Værnes i perioden oktober 1997–september 1998, samt normaltemperaturer (middel for 1961–1990) for Værnes (°C).

Måned	Tangen 1997/98	Værnes 1997/98	Værnes 1961–1990
Oktober 1997	3,7[1)]	4,3	6,1
November	0,5	0,6	0,9
Desember	-0,9	-0,9	-1,5
Januar 1998	0,5	-0,1	-3,2
Februar	0,9	1,2	-2,4
Mars	0,6	0,4	0,5
April	3,8	4,1	3,9
Mai	8,1	7,9	9,4
Juni	12,3	12,4	12,6
Juli	14,2	14,2	13,9
August	13,0	12,7	13,4
September	12,1	11,9	9,8
Okt. 97-sep. 98	5,7	5,7	5,3

1) Målestart 9.10.1997.

4.5 Nedbør

På Tangen ble nedbørmengden registrert hver time, mens Værnes rapporterer akkumulert døgnlig nedbørmengde. Tabell 13 viser månedlig nedbør fra Tangen og Værnes for perioden oktober 1997–september 1998, samt normal nedbør for Værnes basert på årene 1961–1990. For året som helhet var nedbørmengden på Værnes 830 mm, tilsvarende 93% av normalen. I forhold til normalen var det særlig mye nedbør i februar 1998 og august 1998, mens det var lite nedbør i november 1997, desember 1997, juli 1998 og særlig i september 1998.

Bortsett fra i juli og september 1998 ble det målt mindre nedbør på Tangen enn på Værnes. På årsbasis hadde Tangen 80% av nedbørmengden på Værnes. Denne forskjellen er neppe reell, og det er mest sannsynlig at NILUs målemetode (Aanderaa Instruments tipping bucket) gir litt mindre nedbør enn det faktisk er og at forskjellen er størst når det regner kraftig. Den store fordelen med NILUs målinger er at de gir informasjon om når det faktisk regner fra time til time og at

nedbør kan ses i sammenheng med eksempelvis vindretning, som også måles kontinuerlig og lagres som timeverdier.

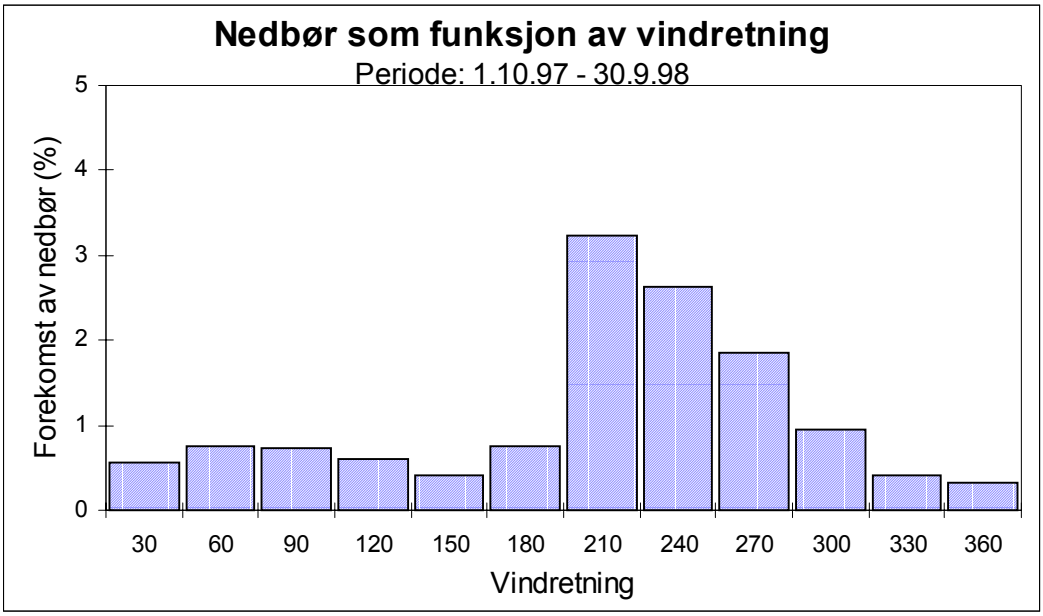
Tabell 13: Månedlig nedbør for Tangen og Værnes i perioden oktober 1997–september 1998, samt normal nedbør (middel for 1961–1990) for Værnes (mm).

Måned	Tangen 1997/98	Værnes 1997/98	Værnes 1961–1990
Oktober 1997	(71[1]) 98[3]	120[2]	104
November	6	26	71
Desember	8	13	84
Januar 1998	49	53	63
Februar	127	177	52
Mars	32	52	54
April	29	34	49
Mai	40	52	53
Juni	68	83	68
Juli	67	49	94
August	89	133	87
September	48	38	113
Sum okt. 97-sep. 98	661	830	892

1) Målestart 9.10.1997.
2) Hvorav ca. 93 mm i perioden 9.-31.10.1997.
3) Korrigert til hel måned på grunnlag av data fra Værnes.

Forekomst av nedbør på Tangen i perioden oktober 1997–september 1998 fordelt på tolv 30°-vindsektorer er vist i Figur 11. Totalt ble det registrert nedbør i ca. 13% av tiden (timer med minst 0,1 mm nedbør). Rundt 60% av nedbørtilfellene forekom med vind i de tre 30°-sektorene omkring 210°, 240° og 270°. Sett i forhold til vindfrekvensfordelingen var det også størst frekvens av nedbørtimer ved vind fra disse sektorene. Rundt en firedel av timene med vind fra de tre 30°-sektorene 210°, 240° og 270° hadde nedbør. Samlet blåste det fra disse retningene i ca. 35% av tiden.

I forhold til frekvens av vind var det minst nedbørsannsynlighet ved vind fra de tre 30°-sektorene 90°, 120° og 150° (fralandsvind). Bare ca. 5% av de timene det blåste fra disse retningene hadde nedbør.



Figur 11: Forekomst av nedbør fordelt på tolv 30°-vindsektorer ved Tangen for perioden oktober 1997-september 1998. Forekomst er regnet i forhold til totalt antall timer i måleperioden.

5. Utslippsoversikt

På Fiborgtangen ved Skogn ligger i dag Norske Skogindustrier ASA – Skogn. Bark og annet treavfall brukes til å skaffe varmeenergi til produksjonen. Dette gir et utslipp av nitrogenoksider på 120 tonn pr. år (regnet som NO_2) fra barkkjelen.

Forbrenning forårsaker utslipp til luft av blant annet karbondioksid (CO_2), karbonmonoksid (CO) og nitrogenoksider (NO_x).

Gass fra norsk sokkel inneholder normalt lite svovel og tungmetaller. Utslippene av svovel og tungmetaller fra kraftvarmeverket er bestemt ut fra inneholdet av disse stoffene i gassen som blir forbrent.

Kraftvarmeverket på Skogn vil bestå av to aggregater, det ene skal settes i drift i 2003 og det andre i 2005. Aggregatene skal plasseres ved siden av hverandre, og avstanden mellom skorsteinene vil bli ca. 30 m. Ved oppstart av det første kraftvarmeaggregatet er utslippene fra eksisterende barkkjel planlagt å opphøre. Tre alternativer av NO_x-utslipp er vurdert her for begge byggetrinn. Utslippene fra dagens barkkjel og fra kraftvarmeverket for de 3 alternativene i 2003 og i 2005 er vist i Tabell 14 og Tabell 15. Økningen i utslippene på Fiborgtangen ved bygging av kraftvarmeverket vil altså bli utslippene fra kraftvarmeverket minus utslippene fra barkkjelen, dvs. henholdsvis 250 (alternativ 1), 430 (alternativ 2) og 810 (alternativ 3) tonn NO_x pr. år i 2003 og 620 (alternativ 1), 980 (alternativ 2) og 1740 (alternativ 3) tonn NO_x pr. år i 2005.

De tre alternativene er identiske med de nivåene SFT har bedt om utredning for. Bakgrunnen for disse verdiene er at SFT antar dette vil bli utviklingen mht. grenseverdier (for utslipp) de neste 10–15 årene.

Tabell 14: Utslipp til luft fra barkkjelen ved Norske Skog Skogn og fra kraftvarmeverket i 2003 og i 2005 for 3 alternativer.

	Eksisterende barkkjel	Ett aggregat			To aggregater		
		2003			2005		
		ALT. 1	ALT. 2	ALT. 3	ALT.1	ALT. 2	ALT. 3
NO_x (som NO_2, t/år)	120	370	550	930	740	1100	1860
Driftstid (timer/år)	8000	8000	8000	8000	8000	8000	8000

Utslippsbetingelsene for kraftvarmeverket er gitt i Tabell 15.

Tabell 15: Utslippsbetingelser for hvert aggregat ved kraftvarmeverket på Fiborgtangen. Det er regnet med gjennomsnittlige utslippsrater.

		Per aggregat		
Utslippsbetingelser	Enhet	ALT. 1	ALT. 2	ALT. 3
Utslippsmengde NO_x (som NO_2)*	g/s	12,7	18,9	31,9
Beregnet minste skorsteinshøyde	m	75	75	80
Skorsteinsdiameter	m	5,2	5,2	5,2
Røykgasstemperatur	°C	90,2	90,2	90,2
Utslippshastighet	m/s	24	24	24

*Utslippet av NO_x er ca. 5% NO_2 og ca. 95% NO.

6. Spredningsberegninger

Det er utført spredningsberegninger for å kartlegge bidraget fra eksisterende industri og planlagt industri på Fiborgtangen ved Skogn. Det er utført beregninger for bidraget til den maksimale timemiddelkonsentrasjonen av nitrogendioksid, bidraget til konsentrasjonen midlet over ett år og avsetningen av nitrogen lokalt og regionalt som følge av utslipp fra kraftvarmeverket med ett og to aggregater.

Beregninger av maksimale timemiddelkonsentrasjoner gjøres med NILUs gaussiske spredningsmodeller (Bøhler, 1987) som beregner timemiddelkonsentrasjon som funksjon av avstand fra kilden for en rekke meteorologiske situasjoner. Kritiske meteorologiske situasjoner for området blir valgt, og de maksimale timemiddelverdiene sammenholdes med anbefalte kriterier for luftkvalitet. I denne beregningen inngår en vurdering av skorsteinshøyde slik at beregnede maksimale luftkonsentrasjoner ikke overstiger 50% av luftkvalitetskriteriene.

Spredningsmodellen fordeler meteorologiske situasjoner i fire vindstyrkeklasser, fire atmosfæriske stabilitetsklasser og tolv 30°-vindretningssektorer. Langtids-

middelkonsentrasjon som funksjon av avstand er beregnet for hver 30°-sektor på grunnlag av den meteorologiske statistikken for perioden oktober 1997–september 1998 (Tabell 11).

Avsetning av nitrogenforbindelser kan deles inn i avsetning ved nedbør (våt-avsetning) og avsetning ved opptak av planter og overflater (tørravsetning).

Tørravsetningen er avhengig av konsentrasjonene i bakkenivå og er beregnet på grunnlag av en antatt avsetningshastighet og beregnede konsentrasjoner i bakke-nivå.

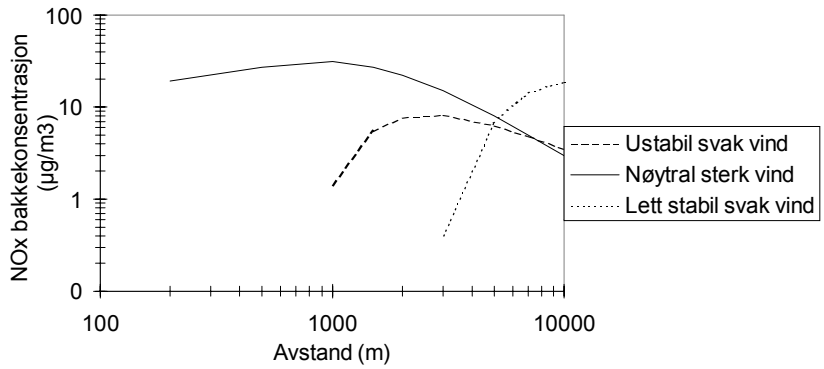
Våtavsetningen er beskrevet ved en puff-trajektoriemodell som beregner kjemisk transformasjon fra nitrogenoksider til nitrat ved reaksjoner med ozon. Modellen trenger timevise data for meteorologi, spredning og utslipp i tillegg til nedbør og beregner avsetningen ved nedbør av nitrogenforbindelser.

6.1 Maksimal timemiddelkonsentrasjon

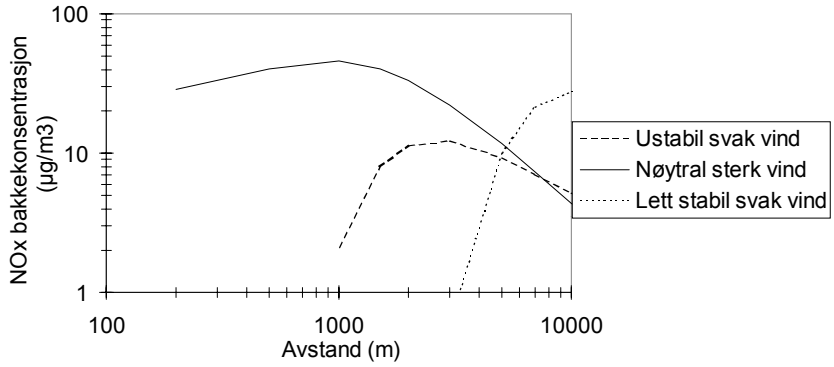
Spredningsberegningene viser at minste anbefalte skorsteinshøyde er 75 m for alternativ 1, 75 m for alternativ 2 og 80 m for alternativ 3, med to aggregater i alle tilfeller.

Ved disse skorsteinshøydene vil røykløftet ikke påvirkes vesentlig av bygnings-turbulens. Det er tatt hensyn til bygninger og lokal topografi i beregningene. Resultatet av spredningsberegningene for NO_x (regnet som NO_2) er vist i Figur 12, Figur 13 og Figur 14, for henholdsvis alternativ 1, alternativ 2 og alternativ 3 med to aggregater. For de forskjellige alternativene med bare ett aggregat vil de maksimale timemiddelkonsentrasjonene bli halvparten av de som er beregnet for to aggregater.

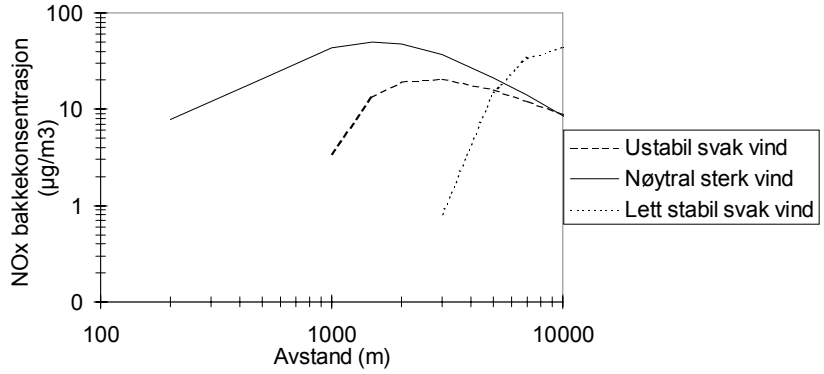
Figurene viser maksimal timemiddelkonsentrasjon av NO_x for de mest kritiske kombinasjonene av vindstyrke og stabilitet. For alternativ 1, alternativ 2 og alternativ 3 med to aggregater er maksimalbelastningen av NO_x (regnet som NO_2) beregnet til henholdsvis 31, 46 og 50 µg/m^3, ca. 1 km fra utslippet ved nøytrale atmosfæriske forhold og sterk vind. Dette er ca. 31%, 46% og 50% av anbefalt luftkvalitetskriterium for timemiddelverdi av NO_2. All NO_x vil ikke foreligge som NO_2, NO oksyderes til NO_2 av ozon, men NO_2 spaltes av sollys til NO og O. Dette fører til at den maksimale NO_2-konsentrasjonen vil være lavere enn den beregnede maksimale NO_x-konsentrasjonen. Den største belastningen ved lett stabil sjiktning og svak vind for to aggregater for alternativ 1, alternativ 2 og alternativ 3 er henholdsvis 19 , 28 og 45 µg/m^3, ca. 10 km fra bedriften.



Figur 12: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av NO_x (regnet som NO_2), for alternativ 1 med to aggregater (2005), som funksjon av avstand fra skorsteinen (µg/m³).



Figur 13: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av NO_x (regnet som NO_2), for alternativ 2 med to aggregater (2005), som funksjon av avstand fra skorsteinen (µg/m³).



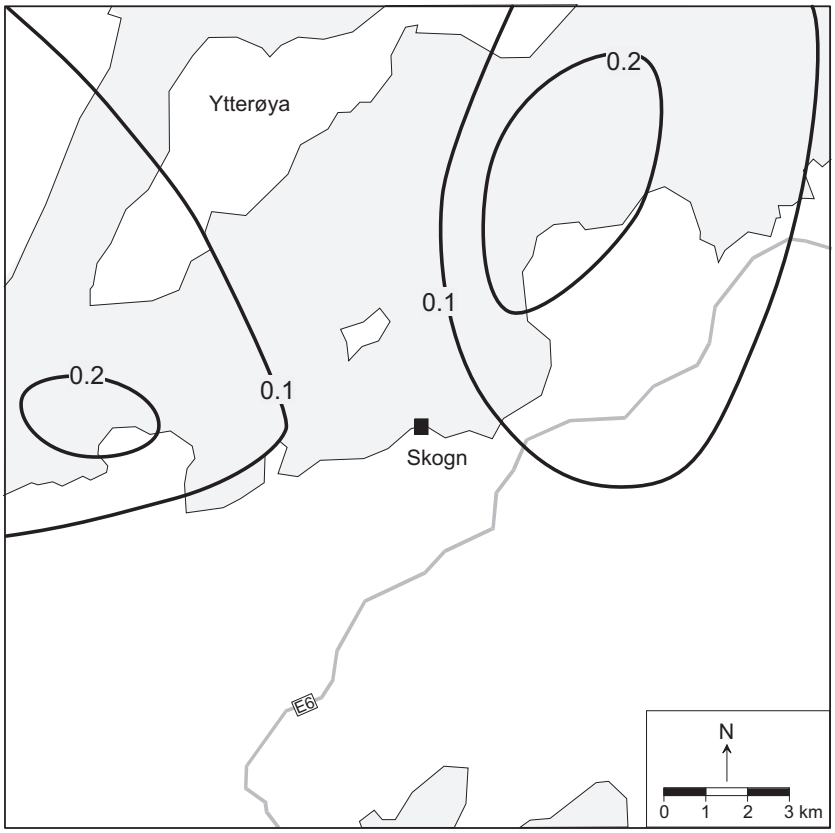
Figur 14: Maksimal timemidlet bakkekonsentrasjon av NO_x (regnet som NO_2), for alternativ 3 med to aggregater (2005), som funksjon av avstand fra skorsteinen (µg/m³).

6.2 Langtidsmiddelkonsentrasjoner

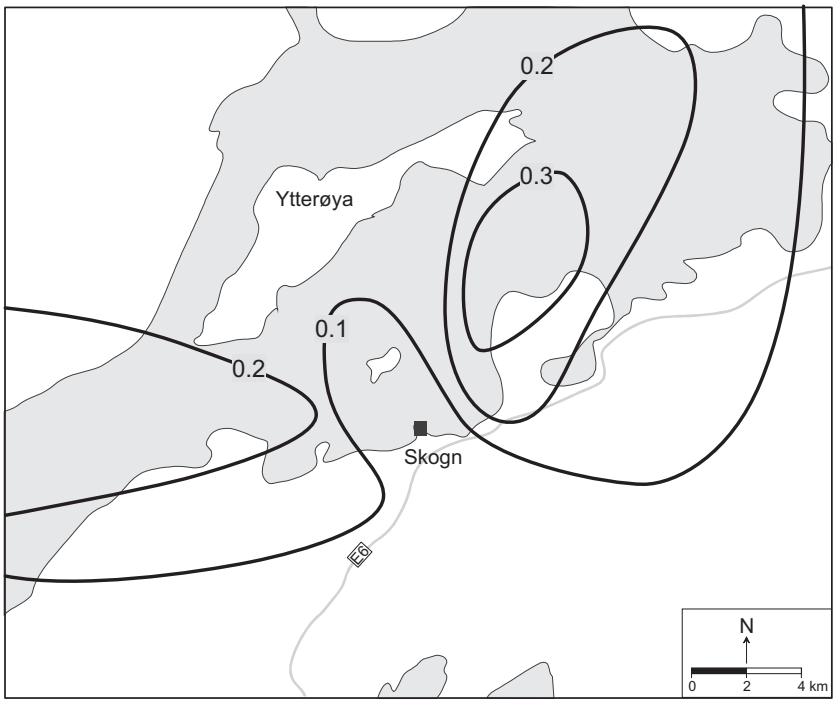
Beregningene av langtidsmiddelkonsentrasjonene er utført på grunnlag av meteorologiske data gitt i punkt 4 og utslippsdata gitt i Tabell 14.

Midlere beregnede konsentrasjoner for NO_x for perioden fra oktober 1997 til september 1998 er vist i Figur 15, Figur 16 og Figur 17. Figurene viser konsentrasjonsfelt som resultat av utslipp for alternativ 1, alternativ 2 og alternativ 3 med to aggregater. Konsentrasjonsfeltene som resultat av utslipp fra et gasskraftverk med et aggregat vil være halvparten av de presentert i figurene.

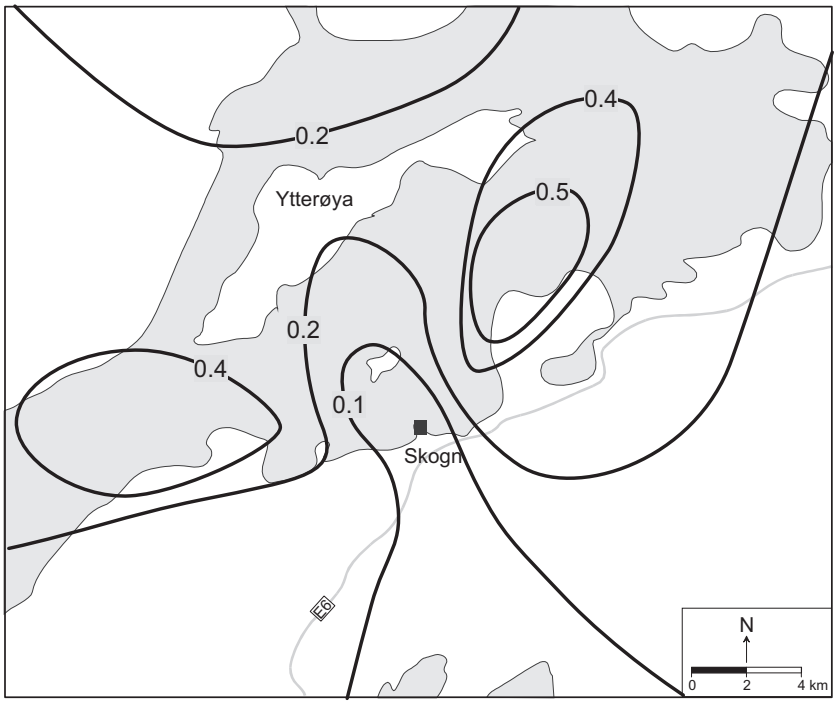
Maksimalkonsentrasjonen av NO_x (regnet som NO_2) midlet over ett år i bakkenivå blir henholdsvis 0,25 (alternativ 1), 0,37 (alternativ 2) og 0,58 (alternativ 3) µg/m³ med to aggregater og vil forekomme omtrent 6 km nord-øst for anlegget for alle alternativene. Belastningen fra kraftvarmeverket på Skogn med to aggregater vil da utgjøre ca. 0,8% (alternativ 1), ca. 1,2% (alternativ 2) og ca. 1,9% (alternativ 3) av det anbefalte luftkvalitetskriteriet for årsmiddelkonsentrasjon av NO_2 for vegetasjon på 30 µg/m³.



Figur 15: Beregnete middelverdier av nitrogenoksider (µg/m³) i perioden oktober 1997–september 1998 for utslipp til luft for alternativ 1 fra kraftvarmeverket på Skogn med to aggregater (2005).



Figur 16: Beregnete middelverdier av nitrogenoksider (µg/m³) i perioden oktober 1997–september 1998 for utslipp til luft for alternativ 2 fra kraftvarmeverket på Skogn med to aggregater (2005).



Figur 17: Beregnete middelverdier av nitrogenoksider (µg/m³) i perioden oktober 1997–september 1998 for utslipp til luft for alternativ 3 fra kraftvarmeverket på Skogn med to aggregater (2005).

6.3 Avsetning av nitrogenforbindelser

Avsetning av nitrogenforbindelser ved utslipp av nitrogenoksider kan foregå ved tørravsetning og ved våtavsetning.

Tørravsetning av gasser er avhengig av konsentrasjonen nær bakken og planters eller overflatens evne til å absorbere gasser. Tørravsetningen representeres vanligvis ved en avsetningshastighet.

Våtavsetning av gasser er sterkt avhengig av gassens løselighet i vann. NO og NO_2 er lite løselige i vann og avsettes derfor ikke ved våtavsetning. For at utslipp av nitrogenoksider skal kunne avsettes ved våtavsetning, må nitrogenoksidene omdannes kjemisk til nitrat eller salpetersyre. Nitrat er lett løselig i vann og avsettes effektivt med nedbør.

Bidraget til **tørravsetningen** av nitrogenforbindelser fra høye skorsteinsutslipp er lavt, fordi konsentrasjonene i bakkenivå er lave og røykfanen passerer over uten nevneverdig avsetning. Det maksimale bidraget for et kraftvarmeverk med to aggregater er beregnet henholdsvis å bli 3,6 (alternativ 1), 5,3 (alternativ 2) og 8,3 (alternativ 3) mg N/m^2 for ett år. For et kraftvarmeverk med et aggregat vil det maksimale bidraget til tørravsetningen være halvparten av den beregnet for to aggregater. Den maksimale avsetningen vil komme nord-øst for anlegget. Tørravsetningen er beregnet å dekke et lite område og vil være sterkt avhengig av vegetasjonstype. Beregningene av tørravsetning er utført på grunnlag av meteorologiske data gitt i kapittel 4.

Våtavsetningen er beregnet med en trajektoriemodell som regner kjemiske reaksjoner mellom NO_x, O_3 og nitrat fra time til time. Modellen tar hensyn til nedbør og nedbørintensitet.

Modellen beregner bidraget fra kilder der det er gitt utslippstall og som befinner seg innenfor beregningsområdet. Dette fører til at utslipp i timer før den aktuelle beregningstimen også kan bidra til konsentrasjoner og avsetning. Dette er spesielt viktig for modeller som skal beskrive kjemiske reaksjoner der reaksjonene er langsomme og skjer over tid.

Størrelsen på våtavsetningen er avhengig av hvor mye nitrat som er tilgjengelig for avsetning. Hvor effektive de kjemiske reaksjonene er avhenger blant annet av konsentrasjonen i røykfanen. Hvis det er dårlig spredning, skjer reaksjonene raskere. Tilgjengelig nitrat er også sterkt avhengig av at det ikke har regnet i timene før. Ved to millimeter nedbør pr. time blir alt tilgjengelig nitrat vasket ut. Den neste timen er det bare nitrat dannet i denne timen som er tilgjengelig for utvasking.

Våtavsetningen fra eksisterende og planlagte utslipp på Skogn er beregnet fra time til time for perioden fra oktober 1997 til september 1998. Beregningene er presentert i figurene 18–21. Det er beregnet for timer der data for meteorologi, spredningsparametere og nedbør er tilgjengelige. Dette utgjør 8835 timer.

De eksisterende utslippene fra barkkjelen ved Skogn er ca. 120 tonn nitrogenoksider pr år. Figur 18 viser den beregnede våtavsetningen av nitrogen fra dette

utslippet. Avsetningen vil komme opp i 6 mg N/m^2 pr. år. Dette området dekker 100 km^2. Sammenlignet med målingene referert i punkt 3.2.6 er den beregnete våtavsetningen fra det eksisterende anlegget ganske liten, og det viser at Norske Skogindustrier ASA – Skogn ikke er den viktigste kilden til N i området, selv om det er den eneste industrikilden av betydning.

Det er beregnet **våtavsetning** av N for tre utslippsalternativer med ett eller to aggregater for et kraftvarmeverk på Skogn som vist i Tabell 16. Den maksimale beregnede avsetningen av nitrogen for et kraftvarmeverk med to aggregater (2005) er henholdsvis 27 (alternativ 1), 42 (alternativ 2) og 71 (alternativ 3) mg N/m^2 pr. år. Avsetning over 20 (alternativ 1), 30 (alternativ 2) og 60 (alternativ 3) mg N/m^2/år dekker et område på knapt 200 km^2, og avsetning over 10 (alternativ 1), 15 (alternativ 2) og 30 (alternativ 3) mg N/m^2/år dekker et område på omtrent 1000 km^2 i 2005 (to aggregater). Avsetningsberegningene er vist i Figur 19 (alternativ 1), Figur 20 (alternativ 2) og Figur 21 (alternativ 3). For et kraftvarmeverk med ett aggregat (2003) er utslippet bare halvparten så stort, og dermed vil våtavsetningen bli halvert.

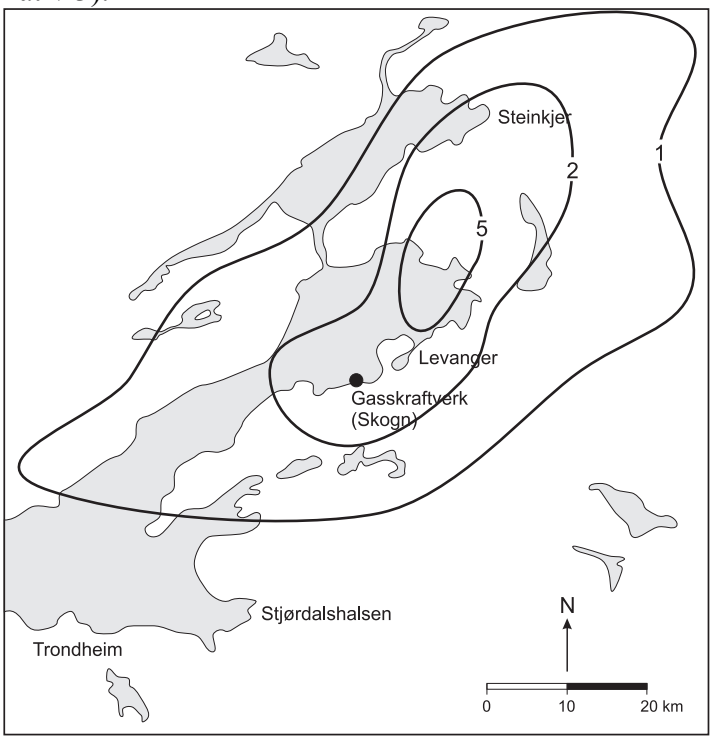
Tabell 16: Maksimal N-våtavsetning for tre utslippsalternativer med ett eller to aggregater.

	År	Utslipp pr. år tonn NO_x som NO_2	Maksimal N-avsetning mg N/m^2/år	Avsetningen i maksimalt belastet område på ca. 200 km^2 er høyere enn gitte verdier mg N/m^2/år
ALT1	2003	370	13	10
	2005	740	27	20
ALT2	2003	550	21	15
	2005	1100	42	30
ALT3	2003	930	35	30
	2005	1860	71	60

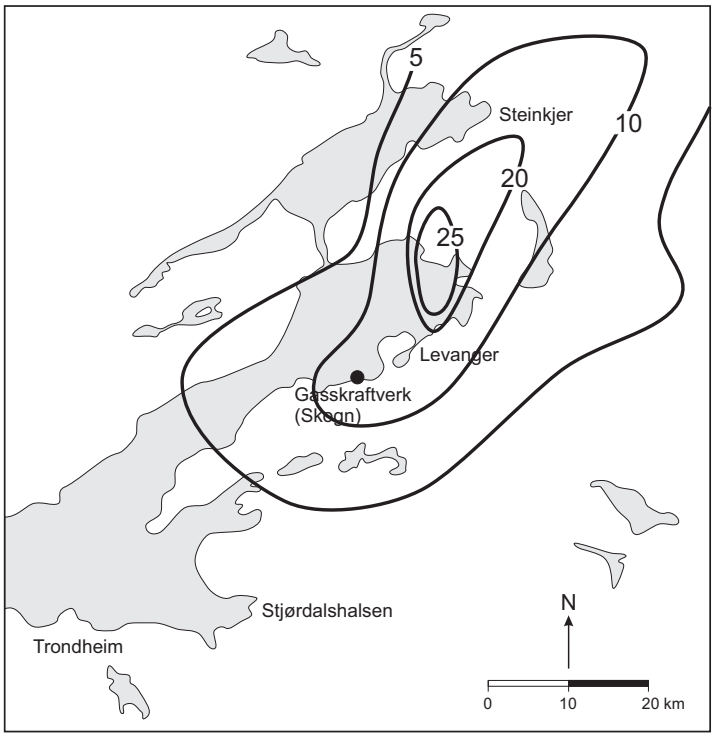
Våtavsetning av N i et område på 4550 km^2 rundt indre deler av Trondheimsfjorden (basert på resultater fra EMEPs subgrid cell 96 og 101) for perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1997) er mellom 266 og 296 mg N/m^2 pr år. Den maksimale våtavsetningen fra kraftvarmeverket med ett aggregat på henholdsvis 13 (alternativ 1), 21 (alternativ 2) og 35 (alternativ 3) mg N/m^2/år utgjør ca. 4-5% (alternativ 1), 7-8% (alternativ 2) og 12-13% (alternativ 3) av avsetningen i området i dag. Et kraftvarmeverk med to aggregater kan bidra med en maksimal våtavsetning på ca. 27 (alternativ 1), 42 (alternativ 2) og 71 (alternativ 3) mg N/m^2/år, som utgjør ca. 9-10% (alternativ 1), 14%-16% (alternativ 2) og 24%-27% (alternativ 3) av avsetningen i dag.

Den maksimale **totale N-avsetningen** (sum av tørr- og våtavsetning) fra kraftvarmeverket med ett aggregat er beregnet til henholdsvis ca. 15 mg N/m^2/år (alternativ 1), ca. 24 mg N/m^2/år (alternativ 2) og ca. 40 mg N/m^2/år (alternativ 3). Et kraftvarmeverk med to aggregater kan gi en maksimal total N-avsetning på ca.

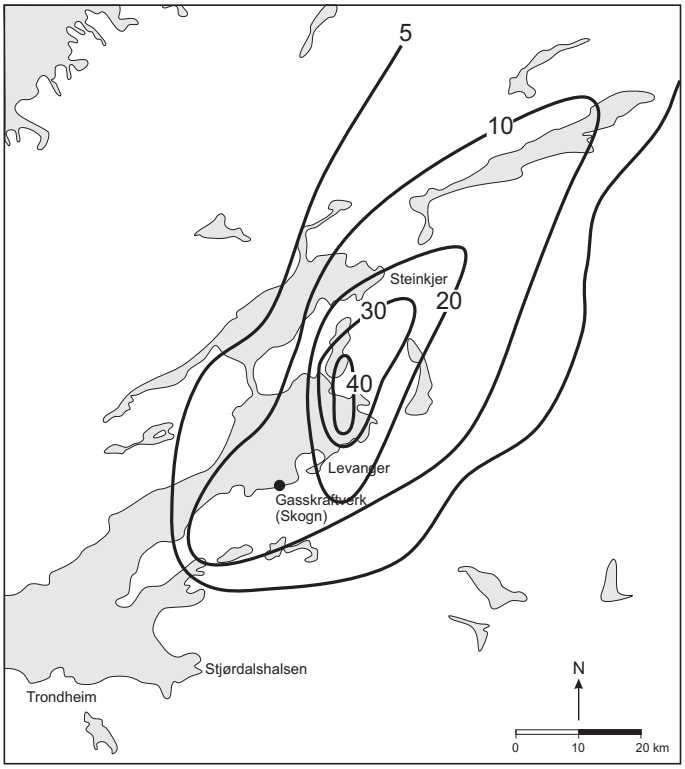
30 mg N/m²/år (alternativ 1), ca. 48 mg N/m²/år (alternativ 2) og ca. 80 mg N/m²/år (alternativ 3).



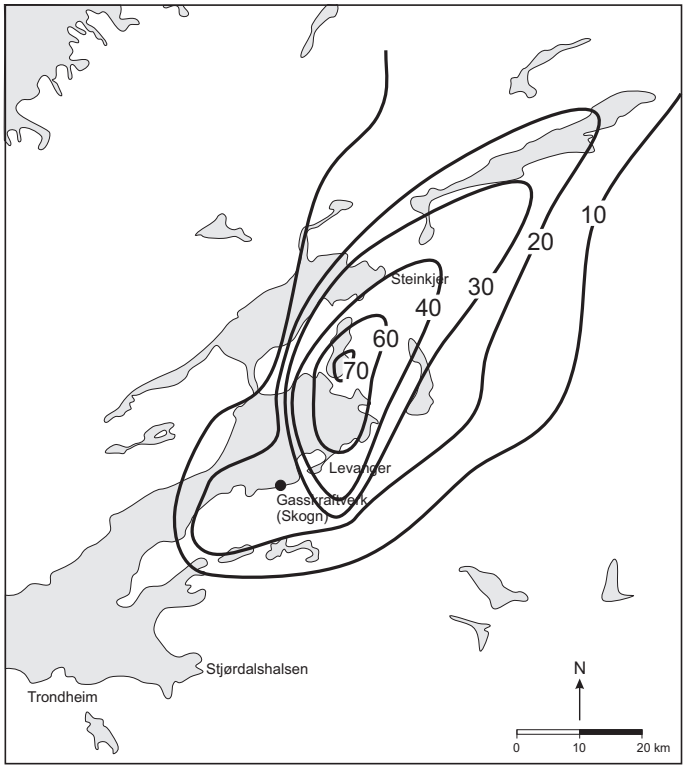
Figur 18: Våtavsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider fra barkkjelen ved Norske Skogindustrier ASA – Skogn.
Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 19: Våtavsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider fra et kraft-varmeverk på Skogn med to aggregater (2005), alternativ 1.
Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 20: Våtavsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider fra et kraftvarmeverk på Skogn med to aggregater (2005), alternativ 2. Enhet: mg N/m² pr. år.



Figur 21: Våtavsetning av nitrogen fra utslipp av nitrogenoksider fra et kraftvarmeverk på Skogn med to aggregater (2005), alternativ 3. Enhet: mg N/m² pr. år.

6.4 Dannelse av bakkenært ozon

Ozon i troposfæren (nær bakken) dannes ved kjemiske reaksjoner mellom flyktige organiske stoffer og nitrogenoksider under påvirkning av sollys.

Ozon i troposfæren har et varierende bakgrunnsnivå og forekommer dessuten episodisk med høye konsentrasjoner. Målinger av ozon ved bakgrunnsstasjoner i Norge viste at midlere konsentrasjon over 7 timer (kl 09-16) for perioden fra april til september 1996 (vekstperioden) var mellom 70 og 80 µg/m^3 i Trøndelag. Dette var noe høyere enn det anbefalte luftkvalitetskriteriet for vegetasjon, som er 50 µg/m^3 (Tørseth og Manø, 1997). Målingene ved Skogn i perioden oktober 1997–september 1998 viste en midlere O_3-konsentrasjon på 56 µg/m^3 (se kapittel 3.2.4).

Tidligere beregninger for utslipp på norsk sokkel viser at det er nitrogenoksid-utslippene som er begrensende faktor for dannelse av ozon i dette området.

De fotokjemiske reaksjonene vil i den første fasen raskt oksydere NO til NO_2 og omdanne ozon til oksygen. Nitrogenoksidene vil så danne ozon ved reaksjoner med hydrokarboner på litt lengre tidsskala.

For en vurdering av virkningen av ozonkonsentrasjonen, som følge av utslipp fra kraftvarmeverket på Skogn er det tatt utgangspunkt i tidligere beregninger for et anlegg med noe lavere utslipp enn alternativ 2.

Ut fra tidligere resultater kan man si at utslipp av nitrogenoksider fra anlegget kan forårsake produksjon av ozon, men at økningen er relativt liten. Ozonkonsentrasjonen i bakkenivå vil anslagsvis øke mellom 1 og 5 µg/m^3 som maksimal timemiddelverdi i det mest belastede området, for alle 3 alternativene.

7. Effekter på naturmiljøet

7.1 Vann

Overskridelser av tålegrenser for tilførsler av S- og N-avsetninger til overflatevann i Norge for perioden 1988-1992 er presentert i Figur 22 (Henriksen et al., 1996). Som dette kartet viser, er det bare noen svært små områder i Nord-Trøndelag i de nordlige (Namsskogan og Røyrvik) og vestligste (Namdalseid og Flatanger) delene hvor tålegrensen for forsuring i dag er overskredet. En del områder spesielt i Lierne, Grong og Snåsa er nær å ha overskridelser.

Resultater fra den regionale innsjøundersøkelsen i 1995 (Skjelkvåle et al., 1997) viser at medianverdien for overskridelse av tålegrenser for tilførsler av S og N (for perioden 1988-1992) i alle innsjøer i Møre og Romsdal, Sør- og Nord Trøndelag var -50 og at < 5% av innsjøene i denne regionen av landet hadde overskridelser av tålegrensen.

En mer detaljert gjennomgang av innsjøene i Nord-Trøndelag viser at innsjøer med lave tålegrenser (< 25 mekv/m^2/år) finnes først og fremst i Namdalseid og Leksvik kommune. Disse innsjøene ligger på 250-500 m o.h. Innsjøer med tålegrenser fra 25-50 mekv/m^2/år finnes i Snåsa, Meråker og Flatanger kommune.

Med unntak av innsjøen i Flatanger som ligger på 150 m o.h, er de andre innsjøene lokalisert fra 450-800 m o.h.

Vannkvaliteten i innsjøer i Nord-Trøndelag med hensyn på forsuring er generelt god. Anslagsvis mindre enn 5% av arealet i Nord-Trøndelag har pr. 1990 overskridelser av tålegrensen for forsuring (beregnet både med dagens N-avrenning og N-deposisjonens potensielle bidrag til forsuring). I år 2010, eller ved full effekt av utslippsreduksjonene som er avtalefestet gjennom den 2. svovelprotokollen vil bare mindre områder i nordlige og vestlige deler av Nord-Trøndelag ha overskridelse av tålegrensen for forsuring (anslagsvis < 2 % av arealet i Nord-Trøndelag).

7.1.1 Nitrogenoksider

Økning i luftas innhold av nitrogenoksider har så vidt vi vet ingen innvirkning på vannkvaliteten

7.1.2 Total nitrogenavsetning

I vurderingen av N-avsetninges potensielle bidrag til forsuringssituasjonen i området rundt varmekraftverket på Skogn, baserer vi oss på beregninger av 5-årsmiddel (1992-1996) for N-deposisjon (Tørseth og Semb, 1994) som beskrevet i kapittel 3.2.2 og resultater fra beregning av avsetning av nitrogenoksider fra alternativ 1, 2 og 3.

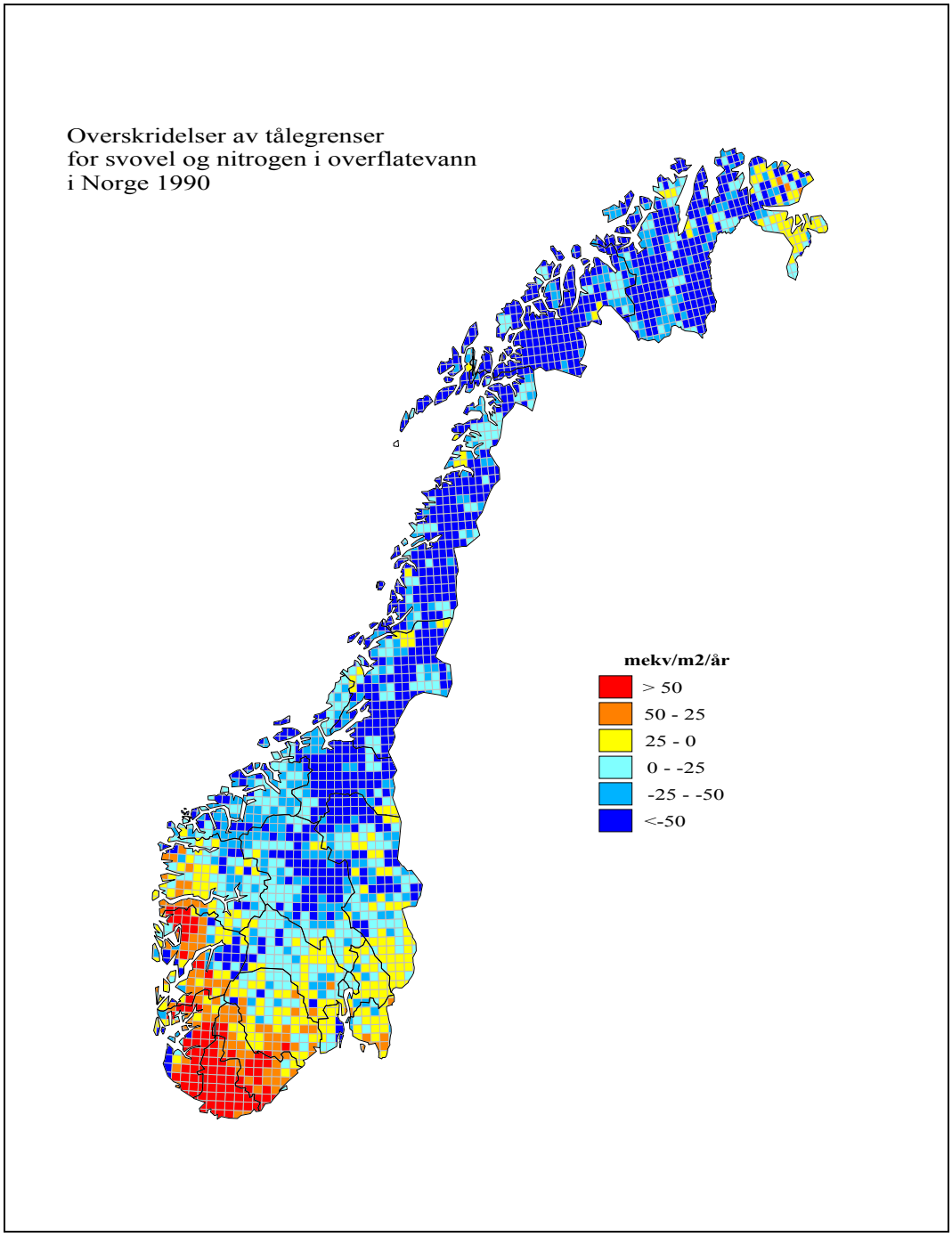
Alternativ 1. Tillegget i total N-avsetning er antatt å utgjøre maksimalt ca. 15 mg N/m^2 pr. år ved ett aggregat og ca. 30 mg N/m^2 pr. år ved to aggregater (Figur 19).

Alternativ 2. Tillegget i total N-avsetning er antatt å utgjøre maksimalt ca. 24 mg N/m^2 pr. år og ved to aggregater ca. 48 mg N/m^2 (Figur 20). Økningen er relativt stor sammenliknet med de eksisterende bakgrunnsverdier

Alternativ 3. Tillegget i total N-avsetning er antatt å utgjøre maksimalt ca. 40 mg N/m^2 og ved to aggregater maksimalt ca. 80 mg N/m^2 (Figur 21).

Området som i større eller mindre grad få en økning i N-avsetningen som følge av aktiviter i varmekraftverket ligger i hovedsak på østsiden av indre deler av Trondheimsfjorden og strekker seg forbi Snåsavatn i nord (se figurene 19-21). Store deler av de lavereliggende delene av dette området er jordbruksarealer hvor gjødsling med N er den dominerende N-kilden. Her vil en økning i N-deposisjonen sannsynligvis ikke ha noen innvirkning på vannkvaliteten.

Barskogsområdene øst for Steinkjer og Snåsavatn, får en ubetydlig økning i N-avsetning ved alternativ 1, og en økning på opptil 20 mg N/m^2 per år ved alternativ 2 (to aggregater) og 30 mgN/m^2 per år ved alternativ 3 (2 aggregater). Områdene rundt Marsteinsvola i statsallmenningene Heia, Vollhaug og L. Vollhaug vil for alternativ 3 (2005) kunne få et ekstra N-avsetning på opptil 70 mg N/m^2 per år (ett og to aggregater). Dette er en økning på opptil 20% av dagens N-belastning, og dermed en kraftig økning av dagens nivå.



Figur 22: Overskridelser av tålegrensen for forsuring av overflatevann, gitt S-deposisjon 1990 (gjennomsnitt for perioden 1988-1992 fra Tørseth og Pedersen, 1993) og dagens NO_3^--avrenning som mål for N-deposisjonens bidrag til overskridelse av tålegrensen (se forklaring i teksten). Det er brukt variabel ANC i beregningene (se vedlegg B). Enhet i mekv/m² pr. år (kart fra Henriksen et al., 1996).

Hvis vi antar at vannkjemien i innsjøer i disse områdene tilsvarer de mest forsuringsfølsomme innsjøene vi har i Nord-Trøndelag, kan vi konstruere de maksimalt mest uheldige forholdene som er mulig å få til, og på den måten illustrere betydningen av de N-deposisjonen fra varmekraftverket på Fibortangen. De mest forsuringsfølsomme innsjøene i Nord-Trøndelag har i dag en liten overskridelse av tålegrensen for forsuring som en følge av for høye S-tilførsler. Nitrogen bidrar i dag ikke til forsuring av disse innsjøene. Dette ser vi av at nitrat-konsentrasjonene i innsjøer som ikke er påvirket av landbruk er svært lave. Hvis vi likevel antar at hele økningen i N-deposisjon i forbindelse med aktiviteter på kraftvarmeverket bidrar til forsuring, vil dette ha en negativ innvirkning på forsuringssituasjonen i vann med lave tålegrenser.

Utifra dagens kunnskap om lekkasje av nitrogen fra nedbørfelt (se kap. 2.2.2), vil vi ikke forvente N-lekkasje i områdene som er berørt av økt N-deposisjon ved aktivitet fra varmekraftverket, hverken med det nivået som er av N-deposisjon i dag, eller med det nivået som er forventet etter oppstart av et kraftvarmeverket. Likevel vil vi understreke at enhver økning i N-deposisjon er uheldig sett fra et vannkvalitetssynspunkt, fordi vi ikke har kunnskap om hvordan effekten av økt N-belastning kan være på lang sikt.

7.2 Vegetasjon

Effektene av nitrogenoksider, total nitrogenavsetning og ozon på vegetasjon er vurdert etter SFTs luftkvalitetskriterier (SFT, 1992) og UN ECEs tålegrenser (Bobbink et al., 1996) for terrestriske økosystem (Tabell 1 og Tabell 2). Effekten av nitrogenoksider er vurdert på bakgrunn av de foreliggende data om NO_2-konsentrasjoner i luft. Den totale N-avsetningen er beregnet som summen av våtavsetning og tørravsetning av NO_x og NH_3.

Vurderinger er gjort for de viktigste vegetasjonstypene i områder hvor spredningsberegninger er utført. Bakgrunnsnivåer og spredningsmodeller er basert på målinger utført i perioden oktober 1997–september 1998. Data fra norske bakgrunnsstasjoner (Tørseth og Pedersen, 1994; SFT, 1995) er også benyttet.

7.2.1 Nitrogenoksider

SFTs anbefalte luftkvalitetskriterium for NO_2 med hensyn på vegetasjon er satt til 30 µg/m³ med midlingstid 1 år. Bakgrunnsnivået for området, basert på informasjon fra norske bakgrunnsstasjoner, viser en årsmiddelkonsentrasjon på under 1,0 µg/m³. NILUs målinger viser et noe høyere nivå (se kap. 3.2.4 og 3.2.7), da målingene her er utført i områder med industri, veier og tett befolkning. Dagens nivå ligger imidlertid langt under grensene for skader på planter.

Utslippene fra kraftvarmeverket vil ved **alternativ 1** i år 2003 med ett aggregat bidra til en økning av den årlige NO_2-konsentrasjonen på bakkenivå med maksimalt 0,1 µg/m³, og i år 2005 med to aggregater vil bidraget maksimalt utgjøre 0,2 µg/m³. For **alternativ 2** vil de tilsvarende verdier være maksimalt 0,15 og 0,3 µg/m³, og for **alternativ 3** henholdsvis 0,25 og 0,5 µg/m³. NO_2-konsentrasjonene på bakkenivå vil således ligge langt under de anbefalte luftkvalitetskriterier for vegetasjon på 30 µg/m³ som årsmiddel, og det forventes ingen direkte

skader på planter på grunn av økte NO_2-konsentrasjoner i luft ved noen av de tre alternativene, verken ved ett eller to aggregater.

7.2.2 Total nitrogenavsetning

Data fra norske bakgrunnsstasjoner (Figur 2) viser at dagens nitrogenavsetning i det aktuelle nedslagsfeltet til kraftvarmeverket ligger på mellom 200 og 400 mg N/m^2 pr. år. Våtavsetningen av nitrogen i indre deler av Trondheimsfjorden for perioden 1992-1996 (Tørseth og Semb, 1997) ligger mellom 266 og 296 mg N/m^2 pr. år. NILUs målinger fra september 1997 til oktober 1988 på Tangen gir imidlertid en betraktelig høyere nitrogenavsetning for dette området enn de mer generelle verdiene vist i Figur 2. Total våtavsetning av nitrogen var her 670 mg N/m^2 pr. år (Tabell 8), og tørravsetningen er estimert til 87 mg N/m^2 pr. år (se kap. 3.2.7). Den totale nitrogenavsetningen på Tangen blir da 757 mg N/m^2 pr. år. Dette kan skyldes at området på Tangen er nært knyttet til jordbruksområder, industri og biltrafikk. Disse påvirkningsfaktorene er imidlertid også vanlig i nedslagsfeltet for øvrig, og det er således ikke utenkelig at bakgrunnsnivået er generelt noe høyere enn verdiene vist i Figur 2 fra norske bakgrunnsstasjoner. I vurderingene av effekter på vegetasjon er det imidlertid tatt utgangspunkt i de generelle bakgrunnsverdiene.

Alternativ 1. Nitrogenavsetningen som skyldes utslipp fra kraftvarmeverket, er antatt maksimalt å bli ca. 15 mg N/m^2 pr. år ved ett aggregat og ca. 30 mg N/m^2 pr. år ved to aggregater (se Figur 19). Den totale nitrogenbelastningen basert på de generelle bakgrunnsverdiene (200-400 mg N/m^2 pr. år) vil således både i år 2003 og i år 2005 ligge godt under de nedre tålegrensene for de mest utsatte vegetasjonstypene (se Tabell 2), og det forventes således ingen endringer i vegetasjonstypene på grunn av økt nitrogennedfall ved dette alternativet.

Alternativ 2. Den totale nitrogenavsetningen vil ved ett aggregat maksimalt bli ca. 24 mg N/m^2 pr. år og ved to aggregater ca. 48 mg N/m^2 (Figur 20). Økningen er relativt stor sammenliknet med de eksisterende bakgrunnsverdier, men som for alternativ 1 vil totalbelastningen fortsatt ligge under tålegrenseverdiene. I områder med lave bakgrunnsverdier er det således liten grunn til å forvente endringer i økosystemer og i vegetasjonens sammensetning.

Alternativ 3. Ett aggregat vil her gi en årlig økning i nitrogenavsetning på maksimalt ca. 40 mg N/m^2 og to aggregater på maksimalt ca. 80 mg N/m^2 (Figur 21). I enkelte områder kan nitrogenavsetningen, inkludert det generelle bakgrunnsnivået, således nærme seg de nedre vegetasjonstålegrensene på 500 mg N/m^2 pr. år, men da kun i relativt begrensede områder. Avsetningene blir høyest i områdene nord for bedriften, i Levanger, Verdalsøra og Inderøya. Disse områdene består imidlertid hovedsakelig av jordbruksarealer og bosetninger, og i mindre grad av naturlige vegetasjonstyper. De større barskogsområdene på vestsida og østsida av Trondheimsfjorden vil få langt mindre avsetninger fra utslippene fra kraftvarmeverket, med verdier under 10 mg N/m^2 pr. år ved to aggregater i år 2005.

Nedbørmyrer, fattige fjellheier, samt lav og algeflora i humide barskoger, har alle en nedre tålegrense på 500 mg N/m^2 pr. år (se Tabell 2). Disse kunne i utgangspunktet ligge i faresonen i områder med størst avsetning. Forekomstene av

de mest humide barskogene (kystgranskoger/boreale regnskoger) ligger imidlertid på Fosenhalvøya i god avstand fra de beregnede, maksimale N-avsetningene. Det samme gjelder for de fleste forekomster av fattige fjellheier og nedbørmyrer, både vest og øst for kraftvarmeverket. Høgmyrkompleksene Bågåmyra, Okstadmyra og Kvitmyra i Steinkjer kommune ligger relativt nær utslippsstedet og inneholder trolig fattig vegetasjon som er avhengig av næring fra nedbøren. Imidlertid vil ingen av disse få overskredet sine tålegrenser i henhold til UN ECEs grenseverdier (basert på de generelle bakgrunnsverdiene).

De andre vegetasjonstypene i nedslagsfeltet til kraftvarmeverket (barskog, løvskog, enger og jordvannmyr) er av en så generell rik karakter at tålegrensene ligger langt over dagens nivå (se kap. 3.1 og Tabell 2). Nitrogentålegrensene for disse vegetasjonstypene vil ikke bli overskredet ved noen av utslippsalternativene, og det er således lite sannsynlig at det vil skje noen større endringer av vegetasjonen i områdene rundt indre deler av Trondheimsfjorden på grunn av utslipp av nitrogen fra kraftvarmeverket.

Man skal imidlertid være noe forsiktig med for bastante konklusjoner ved vurdering av effekter på vegetasjon på bakgrunn av en ren matematisk gjennomgang av tålegrenseoverskridelser. Naturen rundt Trondheimsfjorden er over lang tid tilpasset et lavt nitrogennedfall, og med en relativt sterk økning av nitrogennedfallet er det mulig at uforutsette endringer kan skje, da man generelt vet lite om hvordan enkeltorganismer reagerer på økt nitrogentilførsel. Man må også ta forbehold i de noe usikre bakgrunnsnivåene. Bakgrunnsnivået kan for enkelte områder være så høyt at tålegrenseverdiene for de mest utsatte vegetasjonstypene allerede er overskredet. Man kan således ikke utelukke at det kan skje endringer i artssammensetninger i de mest belastede områdene, men endringene vil trolig være små.

Hvis det skulle skje endringer i vegetasjonen, er det mest sannsynlig at dette vil skje i nærområdene til kraftvarmeverket der det finnes vegetasjonstyper som har lave tålegrenser. Landskapet mellom Røra og Leksdalsvatn nord for Verdalsøra er preget av barskog og mange små myrer. Disse vil trolig være mest utsatt, sammen med myrreservatene Bågåmyra, Okstadmyra og Kvitmyra i Steinkjer kommune. Effekter kan være endringer i mosefloraen på bakken, økte innslag av gras og urter i de fattigste vegetasjonsutformingene, samt endringer i lav og moseflora på trær i de humide skogene.

7.2.3 Ozon

Bakgrunnsnivået av ozon i indre Trondheimsfjorden er periodisk høyt nok til å kunne gi skader på vegetasjon som medfører redusert fotosyntese og plantevekst (se kap. 2.3.3 og 3.2.4). Ozonkonsentrasjonen ved bakkenivå er vurdert til maksimalt å utgjøre 1-5 $\mu g/m^3$ som timemiddel for alle tre alternativene, både for ett og to aggregater.

En hver økning av ozonkonsentrasjonen i områder med bakgrunnsverdier over tålegrensene er i utgangspunktet lite gunstig for vegetasjonen. Man kan således ikke utelukke at det kan skje en vekstreduksjon hos planter som følge av økt ozonavsetning. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere effektene av så små

tilleggskonsentrasjoner som utslippene fra kraftvarmeverket vil medføre. Størrelsen av en eventuell vekstreduksjon vil trolig være liten.

7.3 Fauna

Vi har her kun vurdert effekter på fugl og pattedyr av utslippene til luft fra kraftvarmeverket. Dette inkluderer ikke effekter av fysiske inngrep (som kraftlinjer), og dermed heller ikke potensielle synergistiske effekter mellom utslipp og fysiske inngrep. Ved vurdering av effektene av både NO_x, total nitrogenavsetning og ozon på dyreliv er NILUs spredningsberegninger benyttet og vurdert i forhold til luftkvalitetskriterier for dyr/helse (SFT 1992). I den grad vi forventer ulike effekter på naturlig fauna i forhold til mennesker og laboratoriedyr, er dette vurdert.

7.3.1 Nitrogenoksider

Direkte effekter av NO_x på dyreorganismer vil være minimale. For alle tre alternativer, både i 2003 (med ett aggregat) og i 2005 (med to aggregater), vil årsmiddelkonsentrasjonene for NO_2 på Skogn ligge langt under SFTs tålegrenser for skader på dyreliv/helse. Det synes usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på enkeltindivider av virveldyr, og følgelig heller ikke på sammensetning av dyrearter i faunaen i området. Med basis i foretatte undersøkelser vil derfor utslippene av nitrogenoksider fra et kraftverk, for alle tre alternativene, verken med ett eller to aggregater, neppe ha noen virkning på dyreliv.

7.3.2 Total nitrogenavsetning

Effektene av økt tilgang på nitrogen totalt på faunasammensetning er studert for jordfauna i jordbruksmark, for øvrig synes undersøkelser av konsekvensene av nitrogengjødsling for dyreliv å være svært fragmentarisk og av liten generell overførbarhet mellom naturtyper (Bobbink et al. 1996). Inntil man vet mer om disse forhold vil de sekundære effekter gjennom særlig endringer av vegetasjonen, være det eneste man kan si noe om. Med basis i forventede effekter på planteliv vil det sannsynligvis skje en økning i både kvantitet og kvalitet av biotoper for dyr som beiter gress, mens arter som er knyttet til mer fattigere vegetasjonstyper ville få dårligere konkurransebetingelser.

For alternativ 1 forventes det imidlertid ingen endringer i vegetasjonen på grunn av økte nitrogenavsetninger fra utslipp fra kraftvarmeverket, verken i 2003 eller i 2005 (se ovenfor). For alternativ 2 forventes det heller ikke endringer i vegetasjonen i områder med lave bakgrunnsverdier (se ovenfor). Med bakgrunn i dette forventes det for alternativene 1 og 2, både med ett og to aggregater, ikke å skje endringer i sammensetningen av faunaen, verken for virvelløse dyr, fugler og pattedyr, av den økte totalavsetningen av nitrogen. For alternativ 3 er det større usikkerheter. Her kan det være muligheter for endringer i flora og vegetasjon (se ovenfor). Med basis i disse usikkerhetene ved vurderinger av konsekvenser av total nitrogenavsetning på vegetasjon, og at effektene overfor dyreliv primært er sekundære, vil usikkerheten ved vurderinger for fauna være særlig stor. Man kan derfor ikke utelukke langsiktige endringer av virvelløse dyr ved alternativ 3 og særlig ved to aggregater (i 2005). Endringer i moseflora og økte innslag av gras

og urter på myrer vil kunne endre faunaen av virvelløse dyr på myr, og de hekkende fugleartene i tilknytning til myrer vil muligens påvirkes både positivt og negativt. For pattedyr kan slike endringer føre til endret sammensetning av smågnagere, og endringene kan gi bedre beitebetingelser for noen pattedyr. Antakelig vil ingen av de viktigste jaktede viltartene kunne få noen målbare endringer i bestander på grunn av utslipp og avsetninger av nitrogen i området.

7.3.3 Ozon

Bakgrunnsnivået er periodisk høyt nok til å kunne gi skadeeffekter på dyreliv/ mennesker. Både timemiddelverdien på 100 µg/m^3 og 8 timers middelet på 80 µg/m^3 er periodevis overskredet, og kraftvarmeverket vil kunne gi en økning i bakgrunnskonsentrasjonen på maksimalt 1-5 µg/m^3 som timemiddel for alle tre alternativene. Enhver økning av ozonkonsentrasjonen i områder som allerede har overskredet tålegrensene er i utgangspunktet lite gunstig for faunaen. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere effektene av så små tilleggskonsentrasjoner som utslippene fra kraftvarmeverket vil medføre. Effektene av ozon på faunaen vil eventuelt være begrenset til effekter på enkeltindivider. Det synes usannsynlig at disse påvirkningene vil ha noen målbar effekt på sammensetning av dyrearter i faunaen i området, selv om en ikke kan utelukke at aldersstrukturen i sårbare dyrepopulasjoner kan bli påvirket.

8. Referanser

Aerts, R., Wallén, B. and Malmer, N. (1992) Growth-limiting nutrients in *Spagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol., 80*, 131-140.

Andersen, K.M. (1983) Flora og vegetasjon ved Ormsetvatnet i Verran, Nord-Trøndelag. (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1983-6) pp. 1-29.

Aune, E. og Holten, J.I. (1984) Skjøtselsplan for edellauvskogreservater i Nord-Trøndelag, med spesiell vekt på Byahalla i Steinkjer. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernavdelingen. (Rapport 4 - 1984) pp. 1-67.

Baadsvik, K. (1981) Flora og vegetasjon i Leksvik kommune, Nord - Trøndelag. (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1981-11) pp. 1-89.

Bakken, S. og Flatberg, K.I. (1995) Effekter av økt nitrogen-avsetning på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 3).

Bevanger, K. (1993) Grevlingens status i Norge 1992. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 197) pp. 1-26.

Bjørndalen, J.E. og Branderud, T.E. (1989) Verneverdige kalkfuruskoger. Landsplan for verneverdige kalkfuruskoger og beslektede skogstyper i Norge. I. Generell del. Trondheim (DN rapport 10-1989) pp. 1-148.

Bobbink, R., Hornung, M. and Roelofs, J.G.M. (1996) Emperical critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. I: *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exeeded*. Federal environmental agency (Umwelt Bundes Amt), Berlin.

Branderud, T. E. (1995) The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Manage., 71*, 111-122.

Bruteig, I. E. (1996) Terrestrisk naturovervåkning. Vekstrater hos vanleg kvistlav 1993 - 1994. Dragvoll (ALLFORSK Rapport 5).

Bøhler, T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).

Dahl, E., Elven, R., Moen, A. og Skogen, A. (1986) Vegetasjonsregionkart over Norge 1:1 500 000. Nasjonalatlas for Norge. Hønefoss, Statens Kartverk.

de Bakker, A.J. (1989) Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl., 38*, 337-342.

Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. and Tamm, C.O. (1991) Effects on fertilization on herb and moss layers of a Sotch pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. Research Institute for Nature Management, Leersum, The Netherlands. (Report 91/7).

Dise, N. og Wright, R.F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage., 71*, 153-161.

Direktoratet for naturforvaltning (1995) Naturverneområder i Norge 1911-1944. Trondheim (DN-rapport 1995-3).

Direktoratet for naturforvaltning(1997) Boreal regnskog i Midt-Norge. Oslo (DN-rapport 1997-2).

Falkengren-Grerup, U. (1993) Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. *Flora, 188,* 85-91.

Fremstad, E. (1992) Vegetasjon og flora langs Gråelva i Stjørdal, Nord-Trøndelag. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 155) pp. 1-22.

Fremstad, E. (1995) Skjøtsel av beitemark på Tautra, Nord-Trøndelag. Trondheim (NINA Fagrapport 2) pp. 1-49.

Fremstad, E. og Bevanger, K. (1988) Flommarksskoger i Trøndelag. Vurderinger av verneverdier. (Økoforsk Rapp. 1988, 6) pp. 1-140.

Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. og Byrkjeland, S. (red.) (1994) Norsk fugleatlas. Klæbu, Norsk Ornitologisk Forening.

Gravaas, A.A. (1970) Svartor (*Alnus glutinosa*). Med spesiell vekt på forekomstene i Nord-Trøndelag. Hovedoppg., NLH Ås. 51 s.

Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (Eds.) (1992) Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).

Greven, H.C. (1992) Changes in the moss flora of the Netherlands. *Biol. Conserv.*, *59*, 133-137.

Hagen, L.O., Aarrestad, P.A. og Skjelkvåle. B.L. (1998a) Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk. Foreløpig vurdering. Fiborgtangen, Skogn. Kjeller (NILU OR 17/98).

Hagen. L.O., Aarestad, P.A., Guerreiro, C., Reitan, O. og Skjelkvåle, B.L. (1998b) Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk. Foreløpig vurdering for ulike alternativer. Fiborgtangen, Skogn. Kjeller (NILU OR 26/98)

Hagen, L.O. (1999) Målinger av luftkvalitet i Skogn og Levanger, oktober 1997–september 1998, i forbindelse med konsekvensutredning av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk på Fiborgtangen i Skogn. Kjeller (NILU OR 3/99).

Haugskott, T. (1988) Ornitologisk rapport fra Rinnleiret og områdene ved Verdalselvas utløp, Levanger og Verdal kommuner, 1988. Trondheim (Trøndersk Natur Supplement 1988:1) pp. 1-48.

Haugskott, T. (1991a) Fuglefaunaen i Falstadbukta, Alfnesfjæra, Eidsbotn, Tynesfjæra, Rinnleiret, Ørin og Tronesbukta, Levanger og Verdal kommuner i Nord-Trøndelag fylke. Trondheim (Trøndersk Natur 18:2) pp. 88-99.

Haugskott, T. (1991b) Fuglefaunaen i Falstadbukta, Alfnesfjæra, Eidsbotn, Tynesfjæra, Rinnleiret, Ørin og Tronesbukta. Rapport til Fylkesmannen i Nord-Trøndelag.

Haugskott, T., Værnesbranden, P.I., Øien, I.J. og Østerås, T.R. (1996) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1995. Trondheim (Trøndersk Natur 23:1) pp. 4-17.

Haugskott, T., Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R. og Øien, I.J. (1993) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1992. Trondheim (Trøndersk Natur 20:1) pp. 4-11.

Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. og Lien, L. (1996) Forsuring av overflatevann – beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport LNR 3528-96).

Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevalrud, I. og Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio, 17*, 259-266.

Holopainen,T. and Kärenlampi, L. (1985) Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. *Ann. Bot. Fenn., 22*, 333-342.

Holten, J.I. (1978) Verneverdige edellauvskoger i Trøndelag. (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1978-4) pp. 1-199.

Husby, M. (1994) Ornitologisk rapport for Hammervatnet. Med hovedvekt på naturreservatet med nærmeste landområder. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen (Rapport 12-1994) pp. 1-80.

Insarova, I.D., Insarov, G.E. Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. and Semenov, S.M. (1992) Lichen sensivity and air pollution. A review of literature data. Solna (Swedish Environmental Protection Agency Report 4007).

Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1992/93) Differences in responce of two *Sphagnum* species to elevated CO_2 and nitrogen input. *Suo, 43*, 211-215.

Kauppi, M. (1980) The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Oulu. (Acta Universitas Ouloensis, A101). (Biologica, 9).

Korsmo, H., Angell-Petersen, I., Bergmann,H.H. og Moe, B. (1989) Verneplan for barskog. Regionrapport for Midt-Norge. Trondheim (NINA Utredning 6) pp. 1: 99.

Krogstad, K. (1979) Fuglefaunaen i Tromsdalen og Borgsåsen-området, Verdal og Levanger kommuner, 1979. Trondheim (Trøndersk Natur Supplement 1979:3) pp. 1-31.

Lütke Twenöven, F. (1992) Compitition between two *Shagnum* species under different deposition level. *J. Bryol., 17,* 71-80.

Malmer, N. (1993) Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. *Adv. Bryol., 5,* 223-248.

Moen, A. (1998) Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.

Moen, A., Kjelvik, L., Bretten, S., Sivertsen, S. og Sæther, B. (1976) Vegetasjon og flora i Øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1976-9) pp. 1-135.

Moen, A. og Jensen, J.W. (red.) (1979) Naturvitenskaplige interesser og verneverdier i Forravassdraget og øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag. Univ. i Trondheim (Gunneria 33) pp. 1-94.

Moen, A. og Selnes, M. (1979) Botaniske undersøkelser på Nord-Fosen, med vegetasjonskart. (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1979-4) pp. 1-96.

Moen, J. og Moen, A. (1977) Flora og vegetasjon i Tromsdalen i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag med vegetasjonskart. (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1977-6) pp. 1-85.

Moksnes, A. (1974) Litt om hekkefuglbestandens tetthet og sammensetning i oreskog. *Fauna*, *Oslo, 27,* 139-148.

Moksnes, A. (1977) Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1977-3) pp. 1-56.

Moksnes, A. (1985) Oreskogene langs vassdraga - dyreliv og naturvern. Trondheim (Trøndersk Natur 12:2) pp. 55-56.

Mortensen, L.M. (1994) Further studies on effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. Agric. J. Sci., 8,* 91-97.

Mortensen, L.M. and Skre, O. (1990) Effects of low ozone concentrations on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytol., 115*, 165-170.

Nilsson, V.J. og Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1998. København, Nordisk Ministerråd (Miljørapport 1988:15) (NORD 1988:97).

Nygaard, P.H. (1994) Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Ås (Rapp. fra Skogforsk 9/94).

Nygaard, P.H. og Ødegaard, T. (1993) Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Ås (Rapport fra Skogforsk 26/93).

Pedersen, H.C. og Nybø, S. (1990) Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO_2, NO_x og tungmetaller. Trondheim (NINA Utredning 5).

Press, M.C., Woodin, S.J. and Lee, J.A. (1986) The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytol., 103,* 45-55.

Reitan, O. (1985). Fugl i sørvendte alm-hassellier ved Trondheimsfjorden. *Fauna*, *Oslo, 38,* 87-94.

Reuss, J. and Johnson, D.W. (1986) Acid deposition and the acidification of soils and waters. New York, Springer (Ecological studies, 59).

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, E., Lydersen, E. og Buan, A.K. (1997) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør; regional innsjøundersøkelse 1995: en vannkjemisk

undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA-rapport, 3613-97) (Statlig program for forurensningsovervåking).

SFT (1992) Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. Oslo, Statens forurensningstilsyn (SFT-rapport 92:16).

SFT (1995) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1994. Red. B.L. Skjelkvåle. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 628/95).

SFT (1997a) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1996. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 703/97).

SFT (1997b) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 1996. Oslo, Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 710/97).

SFT (1998) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1997. Oslo. Statens forurensingstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 736/98).

Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. og Roberts, D. (1984) Berggrunnskart over Norge. M. 1: 1 million. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.

Singsaas, S. (1986) Flora og vegetasjon i Ormsetområdet i Verran, Nord-Trøndelag. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Ser. 1986-1) pp. 1-22.

Spjøtvoll, Ø. (1977) Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnesfjæra, Levanger kommune. Trondheim (K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser. 1977:8) pp. 1-41.

Størkersen, Ø.R. (1984) Fuglelokaliteter i Trøndelag. Del 2. Lavlandslokaliteter. Trondheim (Trøndersk Natur 11:2) pp. 60-70.

Størkersen, Ø.R. (1985) Fuglelokaliteter i Trøndelag. Del 3. Innlandslokaliteter. Trondheim (Trøndersk Natur 12:2) pp. 36-43.

Tamm, C.O. (1991) Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. Berlin, Springer Verlag. (Ecological Studies 81).

Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. og Vie, G.E. (1982) Fuglefaunaen i Nord-Trøndelag fra 1970 til og med 1980. Trondheim (Trøndersk Natur Supplement 1982:2) pp. 1-51.

Tybirk, K., Bak, J. and Henriksen, L.H. (1995) Basis for Mapping of Critical Loads. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (TemaNord 1995:510).

Tømmerås, B.Å., Hofgaard, A., Wilmann, B. og Breistein, J. (1995) Fragmenteringforsøk i granskog. Rapport etter sesongen 1995. Trondheim (NINA Oppdragsmelding 402) pp. 1-35.

Tørseth, K. og Manø, S. (1997) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1996. Kjeller (NILU OR 33/97) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 703/97).

Tørseth, K. and Pedersen, U. (1994) Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway 1988-1992. Kjeller (NILU OR 16/94).

Tørseth, K. and Semb, A. (1997) Deposition of major inorganic components in Norway 1992-1996. Kjeller (NILU OR 67/97).

Verhoeven, J.T.A. and Schmitz, M.B. (1991) Control of plant growth by nitrogen and phosphorus in mesotrophic fens. *Biogeochem.*, *12,* 135-138.

Vermeer, J.G. (1986) The effects of nutrients on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. *Acta Oecol./Oecol. Plant.*, *7,* 3-41.

von Arb, C. (1987) Phytosynthesis and clorophyll content of lichen *Parmelia sulcata* Taylor from locations with different levels of air pollution. I: *Progress and Problems in Lichenology in the eighties*. Ed.: Peveling, E. Berlin, J. Cramer. (Bibliotheca Lichenologica 25). s. 343-345.

Værnesbranden, P.I. (1997a) Pattedyratlas - en utfordring! Trondheim (Trøndersk Natur 24:1) pp. 22-24.

Værnesbranden, P.I. (1997b) Flaggermus i Trøndelag. Trondheim (Trøndersk Natur 24:1) pp. 25-27.

Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R., Øien, I.J. og Haugskott, T. (1997) Fugler i Nord-Trøndelag 1996. Trondheim (Trøndersk Natur 24:1) pp. 4-18.

Øien, I.J., Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R. og Haugskott, T. (1994) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1993. Trondheim (Trøndersk Natur 21:1) pp. 4-15.

Øien, I.J., Værnesbranden, P.I., Østerås, T.R. og Haugskott, T. (1995) LRSK-rapport for Nord-Trøndelag 1994. Trondheim (Trøndersk Natur 22:1) pp. 4-15.

Vedlegg A

Beskrivelse av den fotokjemiske spredningsmodellen

Beskrivelse av den fotokjemiske spredningsmodellen

Modellen som er brukt til beregningene kalles FOTOPLUME og er en segmentert røykfanemodell som beregner middelkonsentrasjoner med spesifisert midlingstid i på forhånd fastlagte punkter (reseptorer). Figur A1 gir en grafisk fremstilling av modellens beskrivelse av røykfaner. I en segmentert røykfane stykkes røykfanen opp i lengderetningen i segmenter (elliptiske sylindere) slik at det for hvert enkelt segment kan regnes konstant konsentrasjon langs segmentet (figur A1a og b). Størrelsen på de elliptiske sylinderene angir røykfanens størrelse. Størrelsen av hvert segment blir bestemt ut fra spredningsparametere. På tvers av hvert segment varierer konsentrasjonen. Dette er beskrevet ved at hver elliptisk sylinder er delt opp i radielle skall. Konsentrasjonen er konstant innen hvert skall (figur A1c).

Hvert segment utvider seg med tiden. Når tverrsnittet av segmentet når en størrelse som er lik lengden av segmentet blir dette slått sammen med det segmentet som er sluppet ut i tidsskrittet før. Dette blir gjort for å spare regnetid. Hvert segment blir flyttet horisontalt ved en meteorologi som er avhengig av posisjon og varierer hver 6. time.

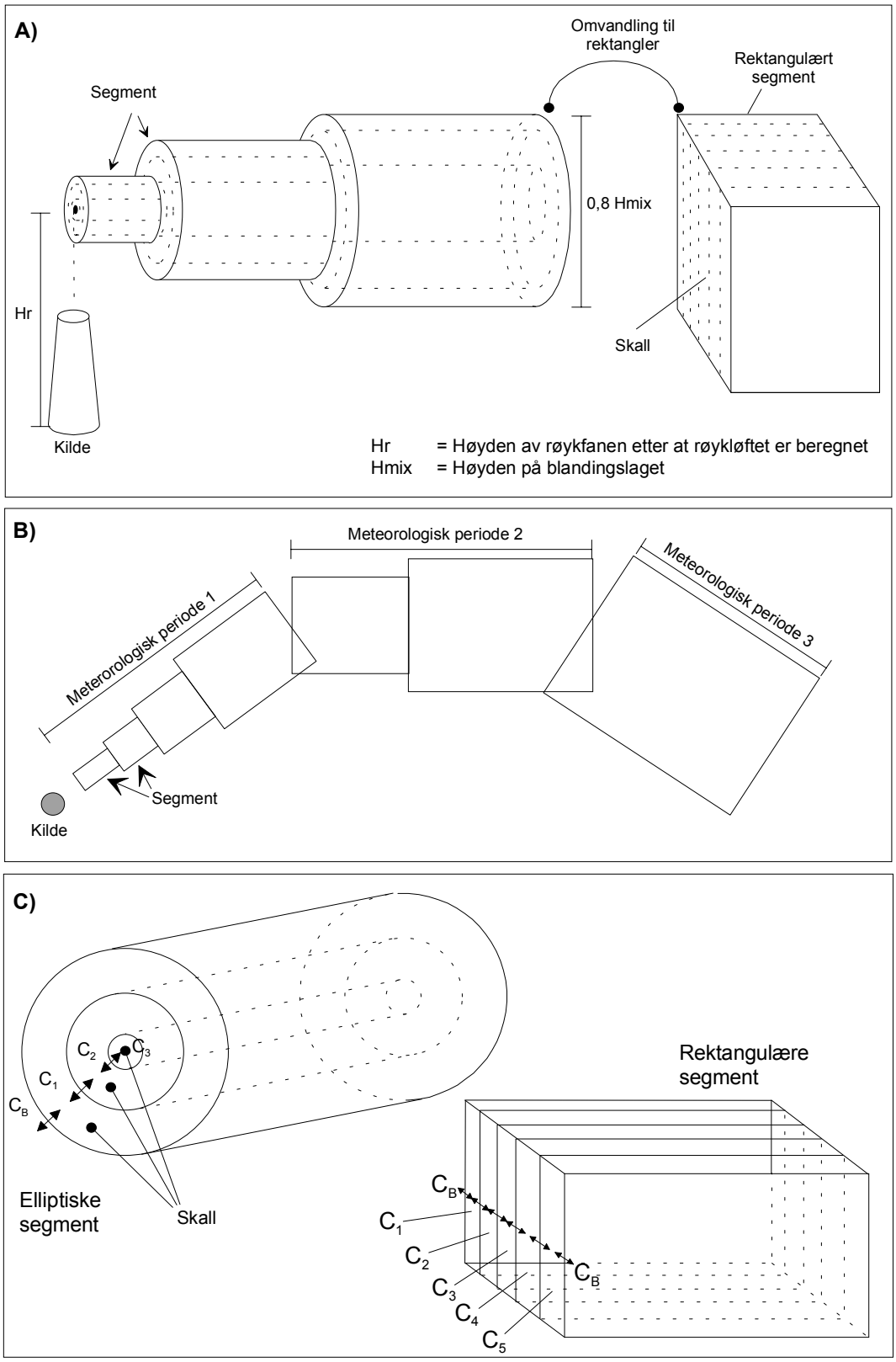
Når segmentets vertikale utstrekning blir 80% av høyden av blandingslaget, skiftes den elliptiske beskrivelsen ut med en rektangelbeskrivelse. Hvert skall blir da representert ved ett eller to rektangler med konstant konsentrasjon. Dette er beskrevet i figur A1a og c.

Når dimensjonen av røykfanen blir så stor at den får en vertikal utstrekning lik blandingshøyden er røykfanen gjennomblandet vertikalt og konsentrasjonene er tilnærmet konstant med høyden. Rektangelbeskrivelsen er da en mer realistisk beskrivelse av røykfanen.

Skallene og rektanglene utvider seg som funksjon av spredningsparametrene. Hvis det ikke blir produsert masse kjemisk eller at konsentrasjonen i bakgrunnen er større enn i røykfanen, vil konsentrasjonene avta inne i røykfanen. Det er tatt hensyn til utvekslingen mellom skallene og mellom røykfanen og omgivelsene gjennom diffusjonsligningen.

Innen hvert skall beregnes det fotokjemiske reaksjoner. Røykfanen vekselvirker med omgivelsene gjennom diffusjonsligningen og ved innblanding av bakgrunns-luft i det ytterste skallet. Dette er viktig for resultatet av de fotokjemiske beregningene. Fotokjemirutinen bruker varierende tidsskritt. Dette varierer etter visse regler slik at de fotokjemiske reaksjonene blir stabile.

Beregningsresultatene kan hentes ut i spesifiserte punkter eller i et rutenett. Dette er gjort for at brukeren kan ta ut beregningspunkt av spesiell interesse og for å begrense datamengden fra modelleringen.



Figur A1: Grafisk fremstilling av FOTOPLUMEs oppbygging.
A) Røykfanen beskrevet i perspektiv.
B) Røykfanen sett ovenfra.
C) Beskrivelse av ett segment.

Reaksjoner i atmosfæren

Ved forbrenning av olje og gass foreligger oftest 1-10 % av nitrogenoksidene i utslippet som nitrogendioksid (NO_2) og resten som nitrogenmonoksid (NO). Summen av NO og NO_2 kalles gjerne NO_x.

Nitrogenoksidenes kjemiske omvandlingsreaksjoner er omtalt i flere bøker, oversiktsartikler og prosjektrapporter, se f.eks. Seinfeld (1986.

NO kan oksyderes til NO_2 av atmosfærisk oksygen:

$$2\ NO + O_2 \rightarrow 2\ NO_2 \qquad (1)$$

Reaksjonen er imidlertid langsom, og den har bare praktisk betydning ved svært høye NO-konsentrasjoner, dvs. i umiddelbar nærhet av utslippet. Reaksjonen kan katalyseres av høye partikkelkonsentrasjoner. Aktiveringsenergien ved reaksjonen er negativ, og det betyr at oksidasjonshastigheten øker med avtakende temperatur (Lindqvist et al., 1982).

Den viktigste reaksjonen for oksydasjon av NO til NO_2 er med ozon (O_3):

$$NO + O_3 \xrightarrow{k_2} NO_2 + O_2 \qquad (2)$$

Målte månedsmiddelkonsentrasjoner av ozon i Sør-Norge er 20-80 µg/m³ (10-40 ppb). Inntil 10-40 ppb NO_2 kan derfor dannes ved reaksjon (2).

NO_2 dissosieres til NO og atomært oksygen (O) av solstråling med bølgelengder mindre enn 440 nm:

$$NO_2 + h\nu \xrightarrow{k_3} NO + O \quad \lambda < 440\ nm \qquad (3)$$

Atomært oksygen (O) reagerer svært raskt med molekylært oksygen (O_2) og danner ozon (O_3):

$$O + O_2 \rightarrow O_3 \qquad (4)$$

O_3 oksyderer imidlertid raskt NO til NO_2, og reaksjon (2) tilsvarer summen av reaksjon (3) og (4) men med motsatt fortegn, uten nettodannelse av O_3. Disse reaksjonene fører derfor til at det vil innstille seg en likevekt mellom NO, NO_2 og O_3, uten videre dannelse av ozon. Likevekten påvirkes av strålingsintensiteten.

Hvis vi forutsetter at ozon og atomært oksygen er i såkalt fotostasjonær tilstand, dvs. at de dannes og forbrukes tilnærmet like raskt, kan ozonkonsentrasjonen uttrykkes ved følgende enkle uttrykk:

$$[O_3] = \frac{k_3}{k_2}\frac{[NO_2]}{[NO]}, \qquad (5)$$

der K_2 og K_3 er reaksjonshastighetene for reaksjonene (2) og (3).

For at ozonkonsentrasjonen skal nå opp mot grenseverdiene, dvs. 50-100 µg/m³ (25-50 ppb), vil $[NO_2]/[NO]$ - forholdet i følge likning (5) være lik 2,5-5 om dagen.

Nettodannelse av O_3 kan forklares ved at NO oksyderes til NO_2 uten at O_3 forbrukes. Slik oksydasjon skjer ved reaksjoner med et hydroperoksylradikal (HO_2) eller mer generelt av et vilkårlig peroksyradikal (RO_2):

$$NO + HO_2 \rightarrow NO_2 + OH \qquad (6)$$

$$NO + RO_2 \rightarrow NO_2 + RO \qquad (7)$$

Peroksyradikaler kan dannes ved nedbryting av hydrokarboner med hydroksylradikaler (OH), som f.eks. illustrert for butan (C_4H_{10}):

$$C_4H_{10} + OH + O_2 \rightarrow C_4H_9O_2 + H_2O \qquad (8)$$

OH er svært reaktivt og den bestemmende komponenten for oksydasjonen i atmosfæren. OH eksisterer bare om dagen når det er fotokjemisk aktivitet (UV-stråling). Konsentrasjonen av OH kan bli inntil 10^7 molekyler pr. cm³ (dvs. $4 \cdot 10^{-7}$ ppm eller $4 \cdot 10^{-4}$ ppb).

Dannelse av peroksyacetylnitrat (PAN) skjer ved reaksjon mellom NO_2 og et peroksyacetylradikal:

$$NO_2 + CH_3\,C(O)\,O_2 \rightleftarrows CH_3\,C(O)\,O_2\,NO_2 \qquad (9)$$

Peroksyacetylradikalet kan dannes ved nedbryting av f.eks. acetaldehyd. PAN er en nitrogenholdig fotokjemisk oksydant, som er termisk ustabil i atmosfæren. Dekomponeringen (likning (9) mot venstre) øker med økende temperatur. PAN og andre peroksyacylnitrater fungerer som midlertidige lagre av nitrogenforbindelser. Kjemisk levetid for PAN varierer fra 6 h ved +10° C til 2 mnd. ved -20° C.

For videre oksydasjon av NO_2 til salpetersyre (HNO_3) er flere reaksjonsveier mulige:

A. Reaksjon med hydroksyl (OH):

$$NO_2 + OH \rightarrow HNO_3 \qquad (10)$$

B. Reaksjon med ozon (O_3):

$$NO_2 + O_3 \rightleftarrows NO_3 + O_2 \qquad (11)$$

$$NO_3 + NO_2 \rightleftarrows N_2O_5 \qquad (12)$$

$$N_2O_5 + H_2O \rightarrow 2\,HNO_3 \qquad (13)$$

NO_3 og N_2O_5 er fotokjemisk ustabile. De spaltes lett ved solstråling og forekommer vesentlig om natta. Reaksjonene (11)-(13) har derfor mindre betydning om dagen. Reaksjon (13) er en heterogen reaksjon mellom gassforming N_2O_5 og fuktige aerosolpartikler. Ved høy luftfuktighet om natta kan reaksjon (13) bli så rask at reaksjon (11) blir hastighetsbestemmende. Ved lav luftfuktighet vil NO_3 og N_2O_5 være midlertidige lagre av nitrogenforbindelser om natta, og NO_3 og N_2O_5 vil spaltes tilbake til NO_2 om dagen.

Vi ser av likningene (2)-(13) hvordan fotokjemien virker sterkt inn, ved at ozon og radikaler er viktige for oksydasjon av NO til NO_2 og videre til HNO_3, og for dannelse av PAN og andre nitrogenholdige oksidanter.

Nitrogenoksidenes omvandlingsreaksjoner og spredning beregnes i Europa innenfor det internasjonale programmet EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme).

Gassformig HNO_3 reagerer med sjøsaltaerosoler og danner gassformig HCl og nitrat i aerosolfasen

$$HNO_3 + Cl^- \rightarrow HCl + NO_3^- \qquad (14)$$

Referanser

Seinfeld, J.H. (1986) Atmospheric chemistry and physics of air pollution. New York, Wiley.

Vedlegg B

Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann

Beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann

Innen det internasjonale tålegrensearbeidet er det en rekke begreper som brukes. En sammenstilling og en kort beskrivelse av innholdet i begrepene er gitt i boks 1.

Boks 1

Definisjoner

Naturens Tålegrense *(eng: Critical Load/Levels):* Et mål for tilførsel av forurensninger som, utfra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet slik som reduserte fiskebestander/fiskedød og skogskader/skogsdød.

Miljømål *(eng: Target Load):* Nasjonalt fastsatte belastningsverdier som tar tekniske, økonomiske, sosiale og politiske hensyn og som kan ligge over eller under naturens tålegrense. Ideelt sett skal miljømålene reduseres til tålegrensen eller lavere over tid.

Syrenøytraliserende kapasitet *(Acid Neutralizing Capacity,* ***ANC****)*: En løsnings evne til å nøytralisere tilførsler av sterke syrer.

Reseptor: Et økosystem av interesse som potensielt kan påvirkes av atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (F.eks. jord, grunnvann, overflatevann).

Biologisk indikator(er): Organisme(r) eller populasjoner som er følsomme overfor kjemiske endringer som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen (f.eks. trær, fisk, bunndyr).

Kritisk kjemisk verdi: Den høyeste verdi for en kjemisk komponent eller kombinasjon av komponenter som ikke frembringer en skadelig respons hos en biologisk indikator (f.eks. ANC, pH, Al/Ca forholdet).

Tålegrense-definisjonen gir oss en ramme for å lage tallmessige anslag for de belastninger som kan gi uønskede skader. Det finnes to hovedmetoder for å beregne tålegrenser for økosystemer i overflatevann; prosess-orienterte modeller og empiriske modeller. De prosess-orienterte modellene forsøker å beskrive matematisk de underliggende årsak/virkningsforholdene mellom sur nedbør og vannkvalitet. Slike modeller kan enten være dynamiske simuleringsmodeller

(MAGIC, SMART etc.) eller steady state modeller basert på massebalanse-beregninger (PROFILE). De empiriske vannkjemiske modellene er "steady state modeller" som ikke tar hensyn til tidsavhengige prosesser, og de kan derfor brukes på grunnlag av begrenset informasjon. En slik empirisk metode er allerede anvendt på større områder (Henriksen et al., 1992).

For beregning av tålegrenser for forsuring av overflatevann bruker vi en metode som kalles "The Steady-State Water Chemistry (SSWC) method". Denne er spesielt anvenlig for overflatevann i områder hvor innsjøer er det mest følsomme økosystemet m.h.p. forsuring. Metoden forutsetter at tilnærmet all sulfat i avrenningen kommer fra sjøsalter og antropogene kilder (forbrenning av fossilt brennstoff) og at veldig lite genereres i nedbørfeltet ved forvitring. Tålegrensen for innsjøer kan beregnes på basis av en årlig veid middelverdi, eller som i tilfellet med denne innsjøundersøkelsen, på basis av en høstprøve, som vi antar representerer en slik veid middelverdi. Metoden baserer seg videre på bruk av ANC som et kjemisk kriterium for sensitive organismer i vannet.

Om forutsetningene i modellen

Tålegrensen for en innsjø er definert på grunnlag av den opprinnelige forvitringshastigheten i nedbørfeltet. Den totale fluxen av basekationer (BC^*_t) fra et nedbørfelt er et resultat av balansen mellom input fra forvitring (BC_w), ione-bytte (BC_i), ikke-marin atmosfærisk deposisjon (BC^*_{dep}), og opptak i biomassen (BC_u):

$$BC^*_t = BC_w + BC_i + BC^*_{dep} - BC_u \qquad (1)$$

hvor alle parametere er uttrykt som årlige fluxer ($mekv \cdot m^{-2} \cdot år^{-1}$). Av disse parameterene er BC^*_t og BC^*_{dep} beregnet direkte fra avrenningsmengde, nedbørvolum og konsentrasjonsmålinger.

BC_i er relatert til langtids endringer i atmosfæriske tilførsler av sure ikke-marine anioner (sulfat og nitrat) (ΔAN^*) ved en <u>F-faktor</u> (Henriksen, 1984, Brakke et al., 1990):

$$F = BC_i / \Delta AN^* \quad \text{eller} \quad BC_i = F \cdot \Delta AN^* \qquad (2)$$

Vi antar nå følgende:

1. BC_w endres ikke med endringer i syre deposisjon.
2. BC_0 (den "opprinnelige" basekationavrenningen (før-forsuringstid)) = BC_w + BC_d
3. Sulfat i avrenningen er i likevekt med sulfat i nedbøren (d.v.s det hverken lagres eller frigjøres sulfat i nedbørfeltet).

For før-forsuringssituasjonen har vi:

$$[BC^*]_0 = [BC^*]_t - F\cdot(\Delta[SO_4^*] + \Delta[NO_3]) =$$
$$= [BC^*]_t - F\cdot([SO_4^*]_t + [NO_3]_t - [SO_4^*]_0 - [NO_3]_0) \quad (3)$$

hvor t referer til dagens konsentrasjon og 0 til før-forsurings konsentrasjoner.

Verdien av F er en funksjon av basekationkonsentrasjonen og ligger normalt mellom 0 og 1 (Henriksen, 1984). F spenner fra nær 0 i innsjøer med lave konsentrasjoner av basekationer til 1 i innsjøer med høye konsentrasjoner av basekationer.

En algoritme for F er (Brakke et al., 1990):

$$F = \sin((\pi/2)\cdot[BC^*]_t/S) \quad (4)$$

Hvis $[BC]_t^* > S$, blir F satt til 1. Her er S basekationkonsentrasjonen for F = 1. I Norge har S blitt beregnet til å være 400 µekv/l.

Vi antar videre at $[NO_3]_0 = 0$ for alle innsjøer. Bakgrunns sulfat ($[SO_4^*]_0$) er beregnet ut fra norske innsjøer som er lite påvirket av sur nedbør:

$$[SO_4^*]_0 = 15 + 0.16\,[BC^*]_t \quad \text{(når konsentrasjonene er i µeq/l)} \quad (5)$$

denne ligningen indikerer at det er et atmosfærisk bakgrunn bidrag av $[SO_4^*]$ på gjennomsnittlig 15 µeq/l og et geologisk bidrag som er proporsjonal med konsentrasjonen av basekationer. I andre områder enn Norge kan dette forholdet være annerledes.

Beregning av tålegrenser for syre

Tålegrensen for tilførsler av syre til innsjøer kan nå beregnes:

$$CL(Ac) = ([BC^*]_0 - [ANC]_{var})\cdot Q \quad (6)$$

hvor:
CL(Ac) = tålegrensen for syre i innsjøen
$[BC^*]_0$ = opprinnelig ikke-marin basekationkonsentrasjon
$[ANC]_{var}$ = grenseverdi for ANC
Q = avrenning

For å kunne beregne tålegrenser for overflatevann, må man definere en verdi for ANC. SSWC-metoden er svært sensitiv for valget av ANC_{var}. I områder med lite sur nedbør vil sannsynligheten for nedbørepisoder som fører til en vannkvalitet hvor man får skader på fiskebestanden være liten, selv når ANC = 0, mens i områder med mye sur nedbør, kan man få store skader på fiskebestanden ved en slik ANC-verdi. For ikke å underestimere tålegrensene ved å bruke en fast ANC verdi på 20 µekv/l har man innført en variabel ANC som er en funksjon av deposisjonen - ANC_{var}. ANC_{var} er null i områder med liten deposisjon, og stiger til

50 µekv/l i områder med høy deposisjon. Effekten av denne funksjonen er at man reduserer arealer med overskredet tålegrense i områder som mottar lite sur nedbør.

Formulering av en slik deposisjonsavhengig ANC-verdi har blitt foreslått av Henriksen et al. (1995), og er nå i bruk i Norge og Sverige. ANC_{var} er ikke en fast verdi for alle innsjøer. Hver innsjø vil ha sin egen verdi for alle deposisjonsverdier bestemt av karakteristiske egenskaper i nedbørfeltetet ($[BC^*]_0$ og Q).

Dagens overskridelser av tålegrensen for tilførsel av syre kan uttrykkes:

$$Ex(Ac) = S^*_{dep} + N_{leach} - BC^*_{dep} - CL(Ac) \quad (7)$$

hvor $N_{leach} = N_{dep} - N_s$ (8)

der N_s representerer alle nitrogen-opptak i nedbørfeltet. N_{leach} er beregnet fra målte konsentrasjoner av nitrat og ammonium i avrenningen. Ingen N-deposisjons data er derfor nødvendig for beregning av dagens overskridelse.

Referanser

Brakke, D.F., Henriksen, A. og Norton, S.A. (1990). A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 146-149.

Henriksen, A. (1984). Changes in in base cation concentrations due to freshwater acidification. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 692-698.

Henriksen, A. Lien, L. Traaen, T, og Taubøll, S. (1992) Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Oslo (Norsk institutt for vannforskning. Rapport 89210). (Naturens Tålegrense. Fagrapport 34).

Henriksen, A., Posh, M. Hultberg, H og Lien, L. (1995) Critical loads and acidity for surface waters - Can the ANC limit be considered a variable? *Water, Air Soil Poll., 85,* 2419-2424.

Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 32/99	ISBN 82-425-1088-1 ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 84	PRIS NOK 145,-
TITTEL Konsekvenser av utslipp av NO_x til luft fra kraftvarmeverk Vurdering av tre alternativer Fiborgtangen, Skogn		PROSJEKTLEDER Leif Otto Hagen NILU PROSJEKT NR. O-97115	
FORFATTER(E) Leif Otto Hagen, Per Arild Aarrestad, Cristina Guerreiro, Ole Reitan og Brit Lisa Skjelkvåle		TILGJENGELIGHET * A OPPDRAGSGIVERS REF. Olav Norberg	
OPPDRAGSGIVER Industrikraft Midt-Norge DA Vollsveien 13B 1324 LYSAKER			
STIKKORD Kraftvarmeverk	Naturmiljø	Konsekvensanalyse	

REFERAT
Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) har utredet virkningen av utslipp av NO_x til luft på naturmiljøet fra et kraftvarmeverk på Fiborgtangen ved Skogn. Tre alternativer er vurdert: hvert med hhv. ett (2003) og to (2005) aggregater uten rensing av NO_x-utslipp. Det er beregnet konsentrasjoner i luft, forsuring av vann og påvirkning av flora og fauna.

TITLE

Consequences of emissions of NO_x to air from a power heating plant. Evaluation of different alternatives. Fiborgtangen, Skogn.

ABSTRACT
The Norwegian Institute for Air Research (NILU), the Norwegian Institute for Water Research (NIVA), and the Norwegian Institute for Nature Research (NINA) have considered the consequences for the environment of NO_x emissions from a power heating plant at Fiborgtangen, Skogn. Three alternatives have been considered, each of them with one (2003) and two (2005) units without cleaning of NO_x emissions. Effects on air concentrations, acidification of water and impact on vegetation and fauna have been investigated.

** Kategorier:*
A Åpen - kan bestilles fra NILU
B Begrenset distribusjon
C Kan ikke utleveres