

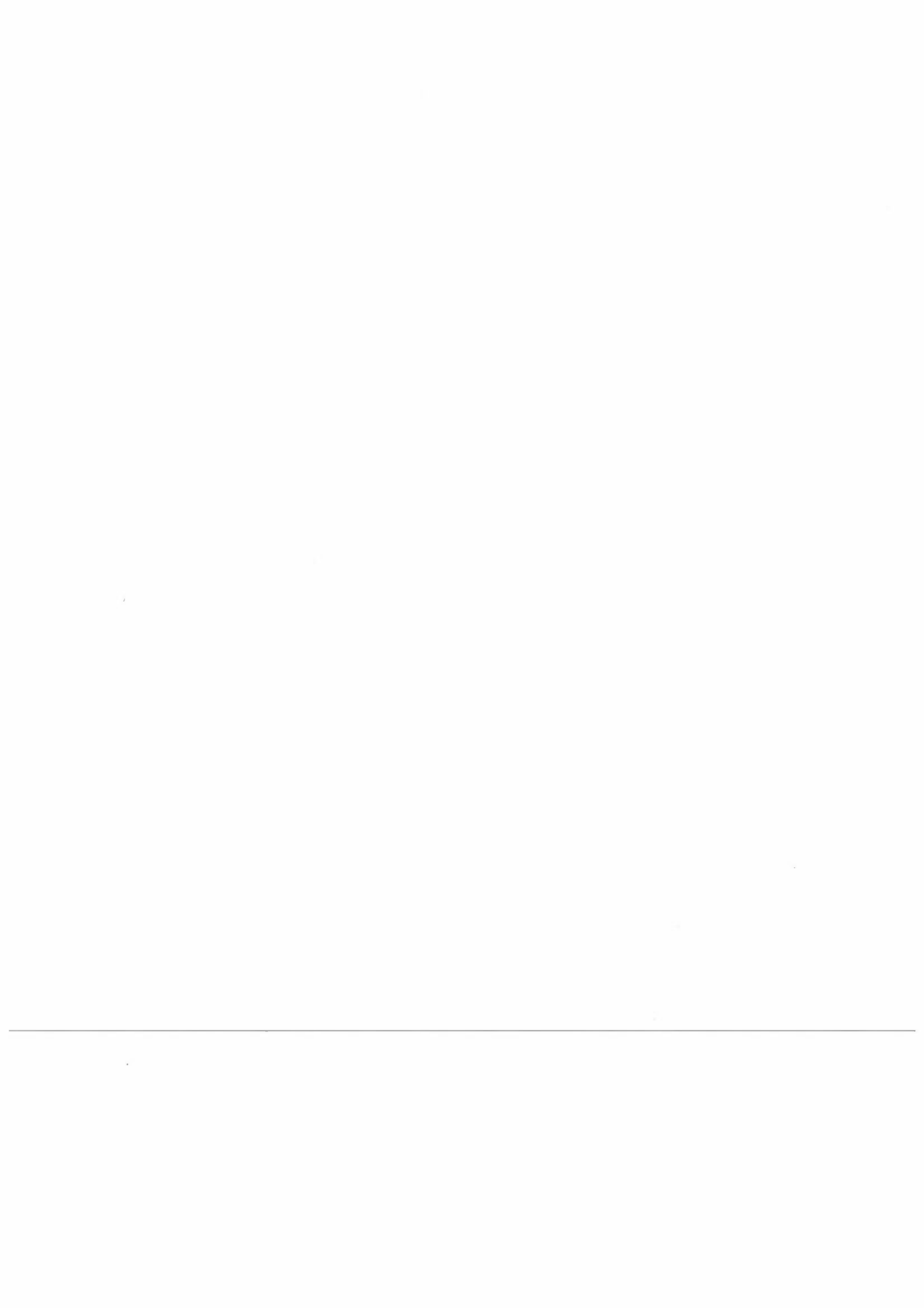
NILU : OR 13/94
REFERANSE : O-8977
DATO : MARS 1994
ISBN : 82-425-0553-5

Beskrivelse av spredning og overgang fra NO til NO₂ ved åpne veier

Knut Erik Grønскеi

Innhold

	Side
Sammendrag	3
1. Innledning	5
2. Teoretisk beskrivelse	5
2.1. Spredning i atmosfærens grensesjikt	6
2.2. Spredning bak biler som kjører i atmosfærens grensesjikt.....	7
3. Forslag til praktisk metode for beregning av spredning ved veier	13
4. Overgang fra NO til NO₂	15
5. Målinger	18
6. Beregningsresultater	26
7. Oppsummering	29
8. Referanser	30



Sammendrag

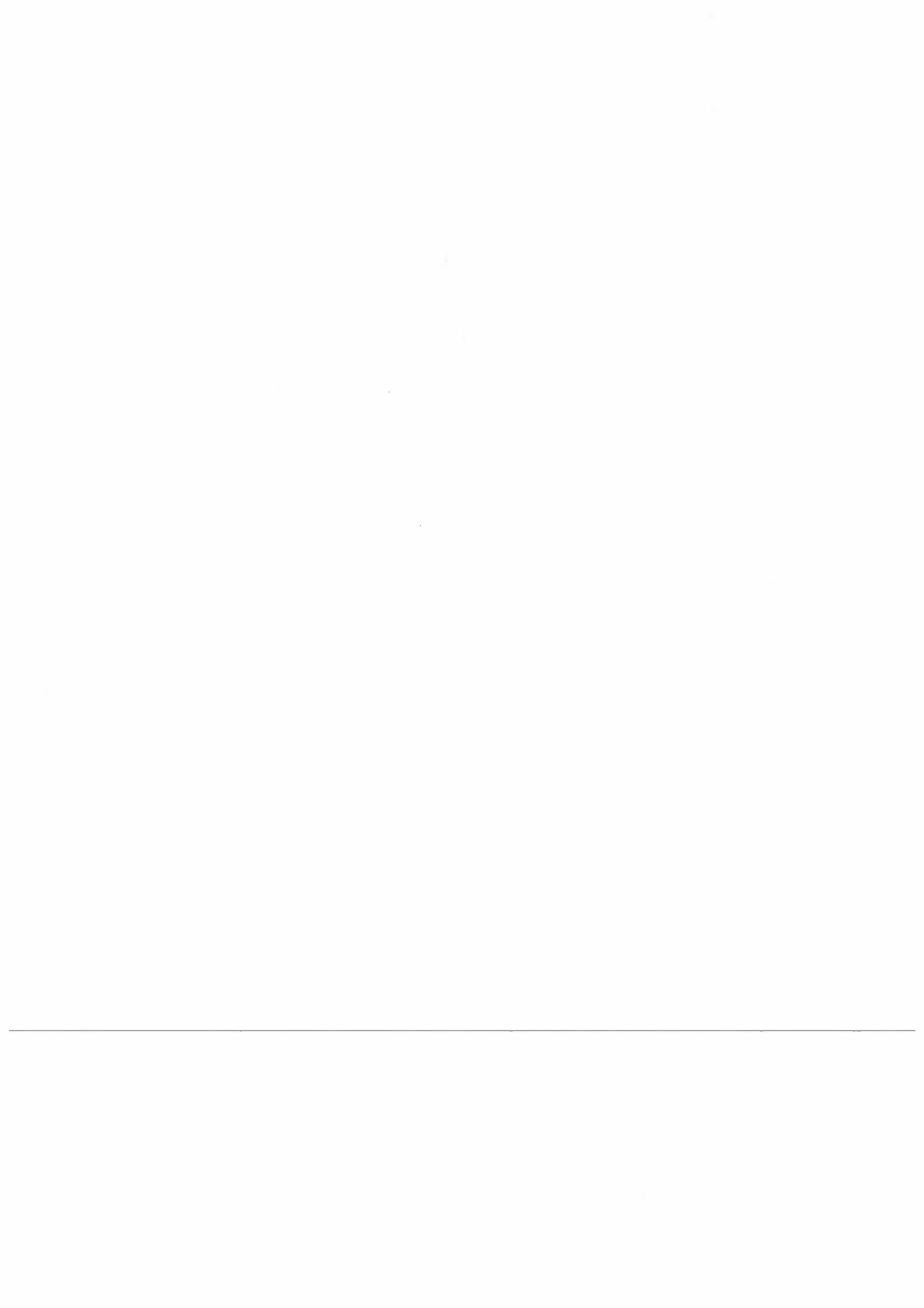
Basert på beskrivelse av spredning bak biler som kjører i atmosfærens grenseskikt er det foreslått en beregningsmetode for spredning ved åpne veier.

Nær veiene (avstand mindre enn 50 m) er utviklingen av blandingssonen bak bilene bestemmende for spredningen, og bilenes kjørehastighet påvirker forurensningskonsentrasjonen. Gradvis vil vind og spredningsforhold i atmosfæren bli bestemmende.

Modellbeskrivelsen er i samsvar med tilsvarende modeller i Danmark og i USA. Modellen er kontrollert ved eksperimenter i vindtunnel i USA og ved hjelp av sporstoff-forsøk i Norge.

Konsentrasjonen av nitrogendioksid ved veier er beregnet ved detaljerte numeriske metoder, og følgende resultater er av betydning når enkle beregningsmetoder skal vurderes:

- Bakgrunnskonsentrasjoner av nitrogendioksid (NO_2) og ozon (O_3) er bestemmende for konsentrasjonsfordelingen ved veier sammen med utslipp og spredning av eksosutslippene langs veien.
- NO_2 -utslippene i bileksosen er bestemmende for maksimalkonsentrasjonene nær veier sammen med bakgrunnskonsentrasjonen av NO_2 . NO_2 i bakgrunnsluften kan utgjøre over 50% av maksimalkonsentrasjonen ved sterkt trafikkerte veier i store byer (Oslo).
- Høye ozon-konsentrasjoner (vanligvis utenfor byområdene) fører til rask overgang fra NO til NO_2 . Det er likevel nødvendig å ta hensyn til reaksjonstiden når NO_2 -fordelingen ved veien skal beregnes.



Beskrivelse av spredning og overgang fra NO til NO₂ ved åpne veier

1. Innledning

På oppdrag fra Veidirektoratet har Norsk institutt for luftforskning (NILU) bearbeidet grunnlaget for å utarbeide en forenklet beregningsmetode for forurensninger langs veier. Arbeidet bør videreføres i utarbeidelsen av nomogrammer for manuell bruk.

I bearbeidelsen av det teoretiske grunnlaget er måleserier og samtidige beregninger ved Strømsveien og Vålerenga benyttet (Larssen, 1989). Målingene ble utført høsten 1987. I tillegg er det benyttet målinger utført ved Strømsveien og i Fyrstikkalleen i januar og i februar 1992 (Hagen, 1993).

Det er dessuten lagt vekt på resultater av sporstofforsøk som NILU har utført på Hellerudsletta i Skedsmo for å klarlegge virkningen av biltrafikken på spredning i åpent flatt terreng, (Grønskei, 1982 og 1988).

Metoden som utarbeides for praktisk bruk bør videre ha en glatt overgang til Hertel og Berkovicz' metoder (1989) for spredning i og ved gatetverrsnitt som er benyttet som grunnlag for spredningsmodellen i revidert Nordisk beregningsmetode for bilavgasser. Det bør også være en gradvis overgang til Briggs (1973) og Pasquills (1962) metoder for beskrivelse av spredning i og utenfor byområder når avstanden fra utslippet er større enn 100 m.

Målinger utført nær veibaner i Norge indikerer at turbulens skapt av biltrafikk og varmeutslipp i forbindelse med trafikken kan virke på spredningen nær åpne veier. Utbredelsen av eksosforurensningene er dessuten avhengig av vindforholdene nær bakken, som avhenger blant annet av bygninger og trær nær veibanen.

Den teoretiske beskrivelsen og tilpasningen til observerte data er beskrevet i kapittel 2. I kapittel 3 er det gitt et forslag til praktiske beregningsmetoder ved veier. Overgang fra NO til NO₂, valg av spredningsdata og numeriske beregninger er beskrevet i kapitlene 4-5.

2. Teoretisk beskrivelse

I prosjektplanen det ble tatt utgangspunkt i beskrivelse av vertikalspredningen ved statistisk turbulente teori.

$$\sigma_z(t) = \frac{\sigma_w \cdot t}{a \left(1 + b \frac{t}{t_L}\right)^{0,5}} \quad (2.1)$$

- σ_z : Standardavviket i den vertikale konsentrasjonsfordelingen
 t : Adveksjonstiden fra utslippsstedet til observasjonsstedet
 t_L : Den Lagrangske tidsskala
 σ_w : Standardavviket i de vertikale hastighetsfluktuasjonene

$\left. \begin{array}{l} \text{Forslag til empiriske tilpasningskoeffisienter som tar hensyn til at forut-} \\ \frac{a}{b} \end{array} \right\}$ setningene for statistisk turbulensteori ikke er oppfylt i atmosfæren nær en vei.

Ligning 2.1 viser at $\sigma_z(t)$ øker lineært med adveksjonstiden t når $b/t_L \ll 1$.

$\sigma_z(t)$ øker som \sqrt{t} når $b/t_L \gg 1$

2.1. Spredning i atmosfærens grensesjikt

Holtslag, Gryning, Irwin og Sivertsen (1985) foreslo å benytte van Uldens integrasjonsmetode for spredning i atmosfærens grensesjikt nær bakken (Gryning et al., 1983). Metoden er imidlertid følsom for utslippsforholdene nær bakken og det vil være nødvendig å beskrive effekten av bilturbulensen mer i detalj for å bestemme spredningen nær veibanen. Det er ønskelig å kombinere metoden foreslått av Irwin et al. (1985) med en detaljert beskrivelse av virkningen av blandingen bak bilene. Det gjenstår imidlertid arbeid for å utarbeide en enkel metode som kombinerer ulike spredningseffekter nær bakken. Eksempler på numeriske spredningsberegninger er vist i kapittel 6, og den numeriske spredningsmodellen kan benyttes ved utarbeidelsen av nomogrammene.

Når avstanden fra utslippet er større enn 100 m er det ønskelig at spredningsbeskrivelsen har en kontinuerlig overgang til andre spredningsmodeller. Spredningen over større områder er avhengig av grenselagets struktur. Atmosfærens spredning, som foreslått av Briggs (1973) i og utenfor byområder klassifiseres ved stabilitetsklasser.

Utenfor byområder:

	0,20x	A	
	0,12x	B	
	$0,08x (1 + 0,0002x)^{-1/2}$	C	
$\sigma_z(x) =$	$0,06x (1 + 0,0015x)^{-1}$	D	Enhet: m
	$0,03x (1 + 0,0003x)^{-1/2}$	E	
	$0,016x (1 + 0,0003x)^{-1}$	F	

I byområder:

	$0,24x (1 + 0,001x)^{+1/2}$	A-B	
$\sigma_z(x) =$	0,20x	C	Enhet: m
	$0,14x (1 + 0,003x)^{-1/2}$	D	
	$0,08x (1 + 0,00015x)^{-1/2}$	E-F	

Nær utslippet vil det være turbulensintensiteten som er bestemmende. Turbulensintensiteten er definert ved:

$$\begin{aligned} \text{Vertikal retning} & : i_z = \frac{\sigma_w}{u} \\ \text{Horisontal retning} & : i_y = \frac{\sigma_v}{u} \end{aligned} \quad (2.2)$$

Pasquill (1961) foreslår følgende formler for spredning nær bakken:

$$\begin{aligned} \sigma_z &= i_z \cdot x \cdot f_z(x) \\ \sigma_y &= i_y \cdot x \cdot f_y(x) \end{aligned} \quad (2.3)$$

Pasquill anbefalte videre å benytte observerte verdier for i_y og i_z når det er mulig.

Anbefalte verdier for f_y og f_z når $x < 10^4$ m:

$$\begin{aligned} \text{Utenfor byområder} & : f_y = (1 + 0,0001x)^{-1/2} \\ \text{Byområder} & : f_y = (1 + 0,0004x)^{-1/2} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Utenfor byområder: A, B} & : f_z = 1 \\ & \text{C} : f_z = (1 + 0,0002x)^{-1/2} \\ & \text{D} : f_z = (1 + 0,0015x)^{-1/2} \\ & \text{E, F} : f_z = (1 + 0,0003x)^{-1} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Byområder} & : \text{A, B} : f_z = (1 + 0,001x)^{1/2} \\ & \text{C} : f_z = 1 \\ & \text{D} : f_z = (1 + 0,0003x)^{-1/2} \\ & \text{E, F} : f_z = (1 + 0,0015x)^{-1} \end{aligned}$$

I Briggs formler er det i tillegg benyttet faste verdier for i_z og i_y som funksjon av stabilitetsklassen.

Når avstanden fra veibanen er mindre enn ca 70 m er turbulensintensiteten (i_{yt} og i_z) bestemmende for spredningen under alle vanlig forekommende atmosfæriske forhold. Når avstanden fra utslippet øker over ca 70 m må en ta hensyn til stabilitetsforholdene både innenfor og utenfor byområder i samsvar med formlene ovenfor (se ligning 2.3).

2.2. Spredning bak biler

Eskridge et al. (1979) foreslår å beskrive spredningen numerisk på grunnlag av summen av diffusjonskoeffisientene

$$K_z = K_z^a + K_z^w \quad (2.4)$$

- K_z : Vertikal turbulent diffusjonskoeffisient
 K_z^a : Vertikal diffusjonskoeffisient på grunn av turbulensen i atmosfærens grenselag
 K_z^w : Vertikal diffusjonskoeffisient på grunn av turbulensen i blandingssonen bak bilene

I bearbeidingen av spredningsdata fra Skedsmo (Grønскеi, 1988) er spredningen for åpne veier i Norge klassifisert etter turbulensintensitet og skala på turbulenselementene som vist i figur 1. For spredning ved veibaner er størrelse og intensitet på bilturbulensen vurdert i forhold til turbulens i atmosfærens grenseskikt.

Noen sporstoffforsøk ble utført under spredningsforhold der både skala og intensitet av atmosfæreturbulensen var små. I disse forholdene observerte en at utviklingen av blandingssonen bak bilene ble bestemmende for spredningen.

Når atmosfærens turbulenselementer er større enn blandingssonen bak bilene vil det være den atmosfæriske turbulensen som er begrensende for spredningen. Turbulensintensiteten på grunn av bilene bør likevel tas med for å beskrive spredningen nær veien. Dårligst spredning av bileksos vil forekomme når utviklingen av blandingssonen bak bilene er bestemmende for spredningen.

I atmosfæren som er uforstyrret av bilturbulensen:

$$K_z^a = c_1 \sigma_w^a \lambda \quad (2.5)$$

Ifølge målinger nær bakken

$$\sigma_w^a = 0,13 \cdot U \quad (2.6)$$

σ_w^a : Standard avvik i de vertikale hastighetsfluktuasjonene (m/s)

U : Horisontal hastighet (m/s)

λ : Turbulenselementenes typiske skala i vertikal retning (m)

z : høyden over bakken (m)

$$c_1 = 0,125$$

$$\lambda = z \cdot f_m$$

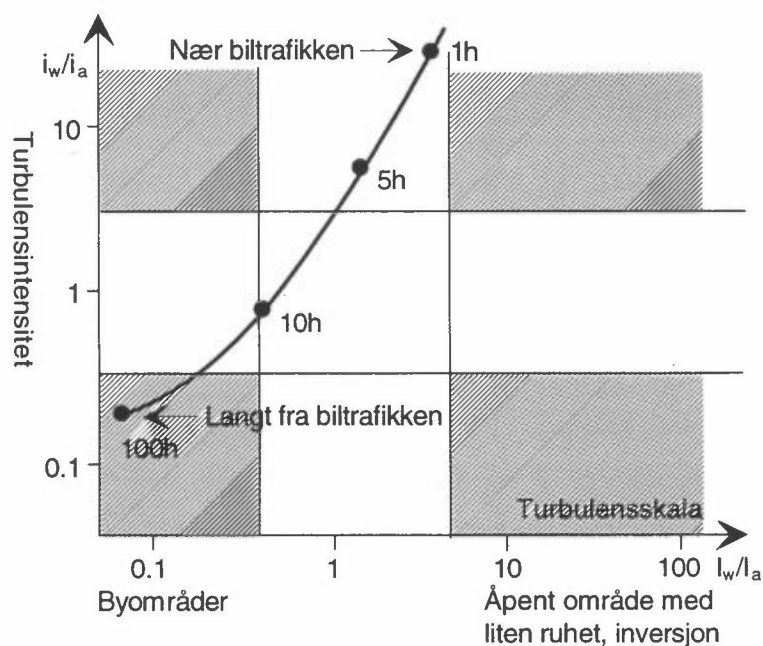
$$f_m = \begin{cases} 0,4 [0,4 + 0,6 \exp(4 z/L)]^{-1} & \text{når } \frac{z}{L} < 0 \\ 0,4 [1,0 + 3,39 z/L - 0,25 (z/L)^2] & 0 \leq \frac{z}{L} \leq 2 \\ 0,04 [6,78 + 2,39 (z/L - 2)] & \text{når } \frac{z}{L} > 2 \end{cases} \quad (2.7)$$

L : Monin-Obukhovs lengde; z/L er et mål for stabiliteten i grenselaget

For beskrivelse av blandingen bak bilene foreslås følgende formel av Eskridge og Hunt (1979):

$$K_z^w = \sigma_w^w l_w(s) \quad (2.8)$$

- σ_w^w : Standardavviket av vertikale hastighetsfluktuasjoner
 $l_w(s)$: Skalaen karakteristisk for turbulenselementene i blandingssonen bak bilene
 s : Avstanden bak bilen (m)



*Figur 1: Spredningsklasser ved veier i og utenfor byområder basert på turbulensintensiteten og skalaen på turbulenselementene. Reduksjonen av bilturbulensens betydning som funksjon av økende avstand fra trafikken er illustrert ved en kurve på figuren. Avstanden fra veibanen er spesifisert ved høyden av bilene (h), ($h=1,4$ m).
 l_w/l_a : skala for turbulenselementene i blandingssonen bak bilene (l_w) sett i forhold til skalaen på turbulenselementene i atmosfæren.
 i_w/i_a : turbulensintensiteten i blandingssonen bak bilene (i_w) sett i forhold til turbulensintensiteten i atmosfæren.*

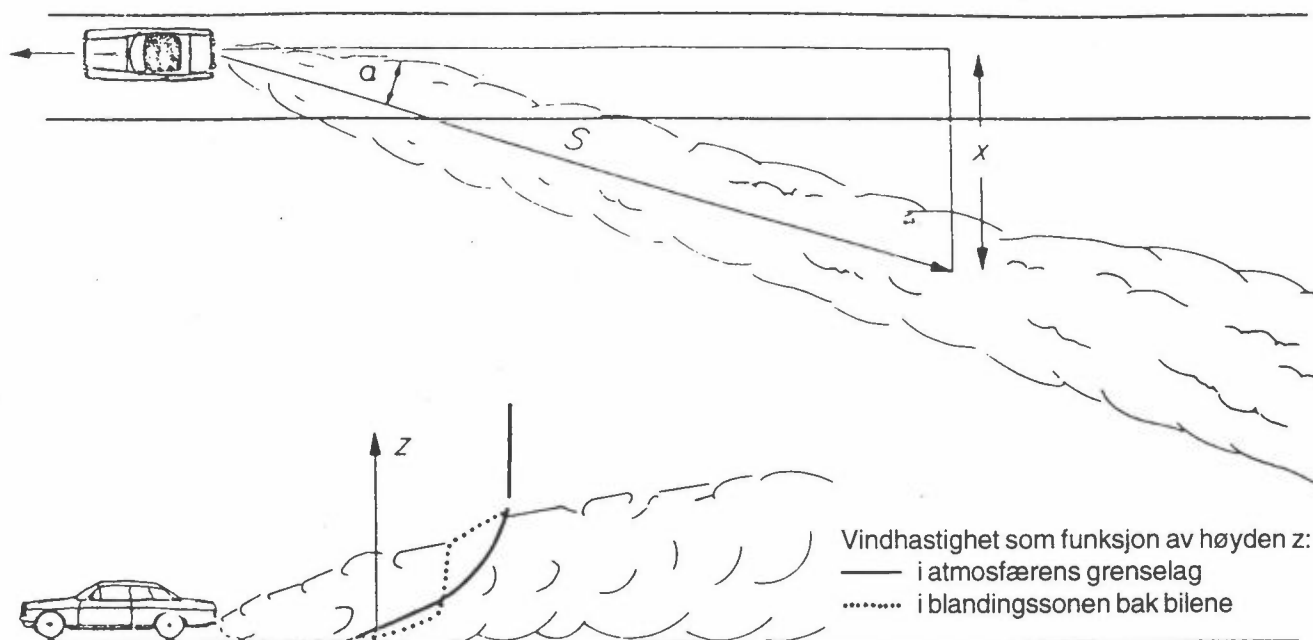
Den vertikale turbulensen varierer i blandingssonen bak hver bil som fremstilt i figur 2. Figuren viser hvorledes blandingssonen transporteres med vinden. Eskridge foreslår likevel å benytte en konstant diffusjonskoeffisient i blandingssonen bak bilene. Blandingssonen utvider seg gradvis med avstanden fra bilene(s).

Eskridge og Hunt (1979) foreslår å anvende følgende formler i blandingssonen bak bilene:

$$\sigma_w^w = 0,387 V \left(\frac{x}{h}\right)^{-3/4} \cdot \left(\frac{V}{U}\right)^{-3/4} \quad (2.9)$$

$$\text{når } z \leq 0,88 h \left(\frac{x}{h}\right)^{0,25}$$

$$l^w(x) = 0,53 h \left(\frac{V}{U}\right)^{0,25} \left(\frac{x}{h}\right)^{0,25} \quad (2.10)$$



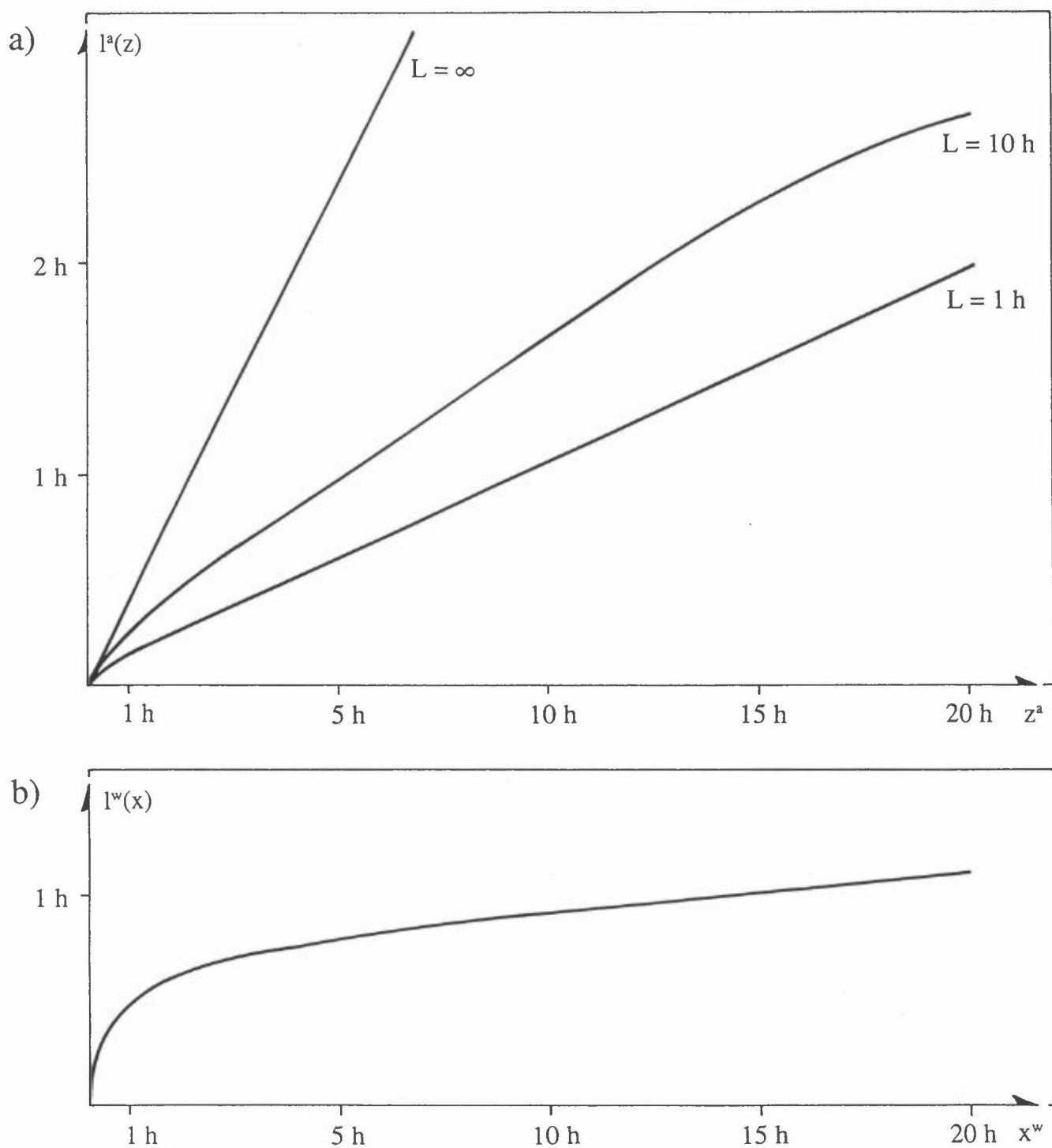
$$\sin a = \frac{x}{s} \approx \frac{U_a}{V}$$

$$s = \frac{V}{U_a} \cdot x$$

- s : Avstanden fra bilen til et observasjonspunkt
 x : Avstanden fra veien til et observasjonspunkt
 U_a : Vindhastigheten vinkelrett på veien
 V : Kjørehastigheten langs veien
 h : høyden av blandingssonen bak bilene på veien.

Figur 2: Blandingssonen bak bilen følger vinden på tvers av veien.

Figur 3 viser hvorledes turbulensskalaen i atmosfæren ($l^a(z)$) varierer som funksjon av høyden (z) og stabilitetsforholdene (L) i atmosfærens grensesjikt (figur 3a). I samme figur (figur 3b) er det vist hvorledes skalaen til turbulenselementer i blandingssonen bak bilene varierer med avstanden fra veibanen dersom kjørehastigheten er 20 m/s (72 km/h). Høyden av bilen (h) er benyttet som lengdeenhet ($h \approx 1,4$ m).

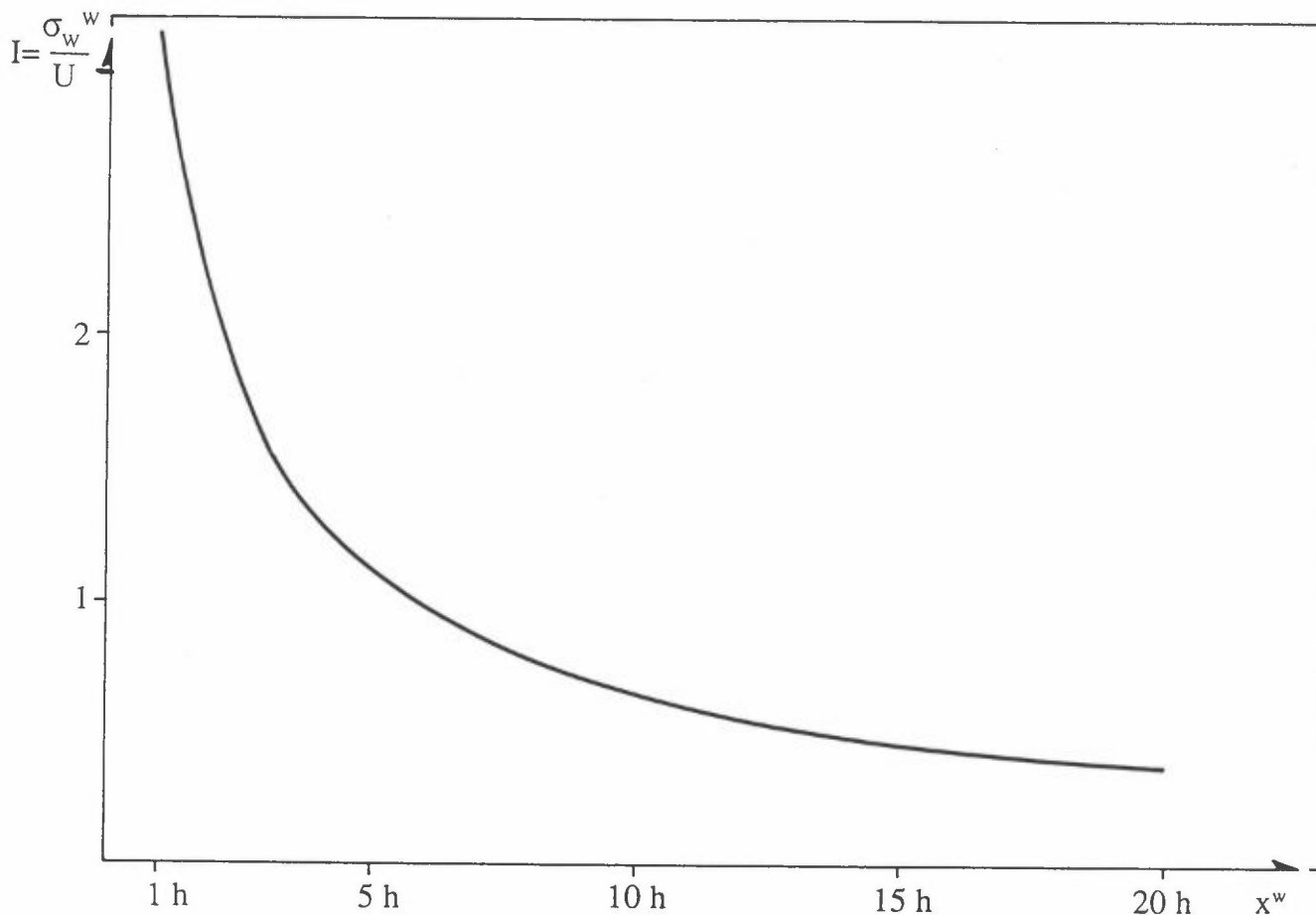


Figur 3: a) Turbulenselementenes typiske skala i atmosfæren som funksjon av høyden z ved ulike stabilitetsforhold.

b) Turbulenselementenes skala i lesonen bak bilene som funksjon av avstanden fra veibanen når $\frac{V}{U} = 20$.

h : Høyden av blandingssonen bak bilene på veien.

Figur 4 viser hvorledes maksimal turbulensintensitet bak bilene avtar som funksjon av avstanden fra veien. Ved svak vind og sterkt stabile forhold er turbulensen bak bilene bestemmende for spredningen av eksosutslippene både på grunn av stor turbulensintensitet og stor skala på turbulenselementene. Turbulensen og dermed spredning ved veien øker med økning i trafikkintensitet, kjørehastighet og tungtrafikkandel.



Figur 4: Maksimal turbulensintensitet bak biler som passerer med en kjørehastighet lik 20 m/s (72 km/h). Intensiteten er fremstilt som funksjon av avstanden fra veibanen.
 Det er regnet med en vindhastighet på 1 m/s.
 H: blandingssonen ved bilen $h=1,4$ m)

3. Forslag til praktisk metode for beregning av spredning ved veier

Nær veien vil turbulensen generert av bilene være den viktigste faktoren som bestemmer spredningen. Lenger fra veien vil struktur og turbulensen i atmosfærens grensesjikt være bestemmende for spredningen. I Briggs (1973) forslag til spredningsparametre skilles det mellom stabilitetsavhengige spredningsparametre i og utenfor byområder. Briggs stabilitetsklasser bestemmes på grunnlag av vind og temperaturstrukturer nær bakken.

Som beskrevet i kapittel 2 er turbulensen generert av bilene viktig for spredning av forurensning nærmest veien, spesielt når atmosfæreturbulensen er liten, som ved svak vind og inversjon.

Når avstanden fra utslippet er liten vil vertikalspredningen av forurensningsskyen øke lineært med transporttiden. Dette er benyttet blant annet av Hertel og Berkowicz (1989) i revidert Nordisk beregningsmetode.

$$\sigma_z = \sigma_{z0} + \sigma_w t \quad (3.1)$$

σ_{z0} : Standardavviket på grunn av turbulensen bak bilene

$$t = \frac{x}{u_b} \quad (3.2)$$

x : Avstanden fra utslippet

u_b : Vindhastigheten i utslippsområdet

$$\sigma_w = ((\alpha u)^2 + \sigma_{w0}^2)^{0.5} \quad (3.3)$$

Standardavviket i vertikale hastighetsfluktuasjoner (σ_w) består av kvadratsummen av to deler, en del som skyldes atmosfærens grenselag nær bakken (αu) og en del som skyldes bilene σ_{w0} (se lign. 2.6 og 2.9)

I beregning av turbulensen på grunn av biltrafikken er det foreslått å skille mellom tungtrafikken og personbilene på følgende måte (Hertel og Berkowicz, 1989):

$$\sigma_{w0}^2 = b^2 \frac{(V_p \cdot NN_p \cdot S_p + V_t \cdot NN_t \cdot S_t)}{L} \quad (3.4)$$

b : Empirisk faktor ($b = 0,12$)

V_p : Personbilenes kjørehastighet (m/s)

NN_p : Personbilenes trafikkintensitet (biler/s)

S_p : Midlere tverrsnitt av personbilene (m²)

V_t : Tungtrafikkens kjørehastighet (m/s)

NN_t : Tungtrafikkens trafikkintensitet (biler/s)

S_t : Midlere tverrsnitt av de tunge bilene (m)
 L : Veibredden (m)

Turbulensintensiteten på grunn av biltrafikken avtar gradvis med økende avstand fra veien. I samsvar med teorien til Eskridge og Hunt (1979) kan reduksjonen i turbulensintensiteten med avstanden uttrykkes i følgende formel:

$$\sigma_w(x) = \sigma_{w0} \cdot \left(\frac{x}{h}\right)^{-3/4}$$

x : Avstanden fra veien
 h : Midlere høyde av blandingssonen (wakesonen) nær bilene

Flere undersøkelser peker på behovet for å ta hensyn til virkningen av trafikkintensitet og kjørehastighet når spredning ved veier og gater skal beregnes (Hertel og Berkowicz, 1989, Eskridge et al., 1991).

Sporstoff- forsøkene på Hellerudsletta indikerer at utviklingen av blandingssonen reduseres med økende stabilitet og at utviklingen av blandingssonen bak bilen kan være medbestemmende for spredningen ut til en avstand av 70 m fra veibanen. Det gjelder spesielt når turbulensintensiteten i atmosfæren er liten (Grønскеi, 1988).

En praktisk metode bør bygge på at turbulensintensiteten er bestemmende for spredningen i de første 100 m fra veibanen og at turbulensen generert av biltrafikken er medbestemmende.

Følgende formel gjelder under forutsetning av at skalaene på atmosfæreturbulensen er av samme størrelsesorden eller større enn bilgenerert turbulens (se figur 1).

$$\sigma_z = \sigma_w \cdot \frac{x}{u} f(x) = \frac{((\alpha u)^2 + \sigma_w^2)^{0.5} \cdot x}{u} f(x) \quad (4.1)$$

$$\sigma_w = \sigma_{w0} \left(\frac{x}{h}\right)^{-3/4} \quad (4.2)$$

$$\sigma_{w0} = \frac{b \cdot (V_p NN_p S_p + V_t NN_t S_t)^{0.5}}{L^{0.5}} \quad (4.3)$$

Ligning 4.3 skiller ikke mellom tunge og lette kjøretøyer som ligning 3.4. Begge ligningene peker imidlertid på kjørehastighetens betydning for turbulensintensitet og spredning nær veibanen.

Når avstanden fra veibanen er mindre enn 100 m, betyr $f(x)$ lite ($f(x)=1$). På større avstander benyttes funksjonene som foreslås av Pasquill. Spredningen ved veier blir på denne måten knyttet sammen med andre formler for spredning i og utenfor byområder.

Ligningen 4.1-4.3 er i samsvar med resultatene av sporstofforsøkene utenfor Lillestrøm (Grønskei, 1988) og i samsvar med forslagene til Eskridge, Petersen og Rao (1991). Ved veien er forslaget i samsvar med metodene til Hertel og Berkowicz (1989).

Forskjellige måleserier gir ulike verdier for α og for b i ligningene 4.1 og 4.3. For å samordne våre beregningsmetoder med andre beregningsprosedyrer for gater velges:

$$\begin{aligned}\alpha &= 0,13 \\ b &= 0,12\end{aligned}$$

Formelen for σ_w er en forenklet form av formelen foreslått av Yamartimo og Wiegand (1986). Vindhastigheter under 1 m/s settes lik 1 m/s når turbulensintensiteten beregnes i samsvar med målinger foretatt på Lillestrøm i 1987 (Grønskei, 1988).

4. Overgang fra NO til NO₂

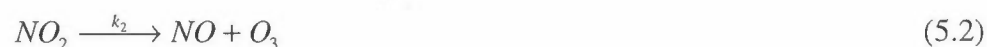
Ozon fører til rask overgang fra NO til NO₂ ved prosessen:



Reaksjonskoeffisienten er temperaturavhengig (Seinfeld, 1986):

$$k_1 = 5,38 \cdot 10^{+2} \exp(-1430/T) (s \text{ ppb})^{-1}$$

k_1 er bestemt i laboratoriet ved jevn blanding av gassene O₃ og NO. NO₂ dissosierer proporsjonalt med solintensiteten og fører til NO og O₃ ved prosessen:



I atmosfæren er k_2 avhengig av solhøyde og skydekke:

$$k_2 = S_f \cdot a \cdot \exp(-0,39 / \sin h)$$

h = solhøyden

a = 0,01 s⁻¹

S_f = $1 - \frac{\sigma}{8} \cdot 0,5$

σ = skydekke i 8 deler

Når det forekommer lokale utslipp av nitrogenoksider fra en vei, må en ta hensyn til spredning, reaksjoner mellom NO og O₃, og dissosiasjon av NO₂ for å beregne NO₂-konsentrasjonen som funksjon av avstanden fra veien.

For å beskrive NO_2 -utbredelsen nær en veibane er det tilstrekkelig å beregne følgende konsentrasjoner:

$$[O_x] \stackrel{\text{def}}{=} [O_3] + [NO_2] \quad (5.3)$$

$$[NO_x] \stackrel{\text{def}}{=} [NO] + [NO_2] \quad (5.4)$$

[] = konsentrasjon i atmosfæren

Andre kjemiske prosesser som involverer hydrokarboner i atmosfæren tar lengre tid enn den som er tilgjengelig for spredning ved vei. Det er vanligvis fotokjemisk likevekt mellom NO , NO_2 og O_3 i en godt blandet bakgrunnsatmosfære.

$$\frac{[NO_2]}{[NO_x]} = \frac{k_1 [O_3]}{k_2 + k_1 [O_3]} \quad (5.5)$$

På lesiden av en linjekilde spres O_x - og NO_x -utslippene i samsvar med spredningsformlene. Spredningsparametere (σ_z) er beskrevet i kapittel 1-4. Konsentrasjonene er derfor kjent som funksjon av avstanden fra veien.

$$[O_x] = [O_3^0] + [NO_2^0] + \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{Q_{NO_2}}{u \sigma_z(x)} \quad (5.6)$$

$$[NO_x] = [NO_x^0] + \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{Q_{NO_x}}{u \sigma_z(x)} \quad (5.7)$$

Q_{NOX} = Utslippet av NO_x fra trafikkstrømmen ($\text{g/m} \cdot \text{s}$)

$[O_x^0] = [O_3^0] + [NO_2^0]$: Summen av ozon- og nitrogendioksid-konsentrasjoner

$[O_3^0], [NO_2^0], [O_x^0]$ og $[NO_x^0]$: Bakgrunnskonsentrasjoner ved veien.

Når det gjelder den ikke-lineære reaksjonen mellom NO og O_3 er blandingen i atmosfæren på liten skala (bak enkeltbilen) av betydning i tillegg til konsentrasjonsfluktuasjonen som skyldes vind og utslippsvariasjoner. Blandingsprosessen på liten skala vil føre til at reaksjonen 5.1 tar lenger tid. I en turbulent atmosfære er det en første tilnærming å parameterisere denne blandingsprosessen ved hjelp av vindhastighetens virkning på en effektiv reaksjonskoeffisient.

$$k_1 = k_0 - a \left(\frac{u - u_0}{u_0} \right)^b \quad (5.8)$$

u : Vindhastighet
 u_0 : Referanse hastighet

$\begin{cases} a \\ b \end{cases}$: Empiriske parametere

Koeffisientene må velges på grunnlag av målingene. Følgende ligning beskriver NO_2 -konsentrasjonen som følge av spredning og kjemiske reaksjoner:

$$u \frac{\partial [\text{NO}_2]}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial z} \left(l u_* \frac{\partial [\text{NO}_2]}{\partial z} \right) = k_1 [\text{NO}] [\text{O}_3] - k_2 [\text{NO}_2] \quad (5.9)$$

$l u_* = K(z)$: Vertikal utvekslingskoeffisient

I ligning 5.9 innføres $[\text{O}_x]$ og $[\text{NO}_x]$ definert i ligningene 5.4 og 5.5. Det gir følgende ligning for $[\text{NO}_2]$:

$$u \frac{\partial [\text{NO}_2]}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial z} \left(l u_* \frac{\partial [\text{NO}_2]}{\partial z} \right) = k_1 [\text{NO}_x] [\text{O}_3] - [\text{NO}_2] (k_1 ([\text{NO}_x] + [\text{O}_x]) + k_2) + k_1 [\text{NO}_2]^2 \quad (5.10)$$

Konstant vertikal flux nær bakken er en 1. tilnærming i et område hvor endringen i NO_2 -konsentrasjonen bestemmes av de kjemiske reaksjonene og av horisontaladveksjonen.

Ligning 5.10 er løst numerisk ved bruk av ferdigprogrammerte NAG-rutiner (NAG, 1988). De numeriske løsningene kan tilpasses måleserier der NO , NO_2 og O_3 måles samtidig i forskjellige avstander fra en veibane. Vindhastigheten og den vertikale utvekslingskoeffisienten beskrives som potensfunksjoner av høyden z som foreslått av Gryning et al. i 1983.

Ved lav til moderat trafikkintensitet ($N \leq 0,2$ biler/s = 720 biler/time) vil et målepunkt ofte belastes av eksosforurensning fra én bil om gangen. Blandingssonen bak hver enkelt bil vil i liten grad påvirkes av andre biler når vindhastigheten er større enn 1 m/s.

Når trafikkintensiteten er større vil blandingssonene begynne å påvirke hverandre og utslippene vil blandes. Trafikkintensiteten varierer med tiden og på grunn av skiftende vindretning vil en målestasjon i perioder utsettes for bakgrunnsluft som ikke er forurenset av utslipp langs veien. Det er spesielt viktig å ta hensyn til denne effekten når overgangen fra NO til NO_2 som følge av O_3 i bakgrunnsluften skal vurderes. Beregningsresultatene som er vist i kapittel 7 tar sikte på å beskrive forholdene ved en målestasjon når den utsettes for forurensningsbelastning fra veien.

bakgrunnsatmosfærens forhold og forholdene i blandingssonen bak en bil når trafikkintensiteten er under en bestemt grense (ca 700 biler/time).

Beregningsresultatene er også gitt for større trafikk tall. De fleste veier i Norge vil ha en trafikkintensitet under 700 biler/time i størstedelen av døgnet. Forurensningsepisodene og overskridelsene av grenseverdiene vil imidlertid forekomme ved veien der trafikkintensiteten er større.

5. Målinger

Figur 5 viser timevise beregnede og observerte NO_x -konsentrasjoner (timemiddelverdier) ved Strømsveien i Oslo for perioden 26.10.-19.11.1987. Målingene er beskrevet av Larssen og Hoem (1989). Beregningene er utført med HIWAY-modellen (Petersen, 1980) og vindmålinger er utført på Valle Hovin ca 1 km fra målestasjonene. Målestasjonene var plassert nord (Malerhaugen) og sør (Etterstadgata) for Strømsveien som var den dominerende kilden til NO_x i luften i området. Ved sterk vind (4-5 m/s) fra sørlig kant 26. og 27. oktober samt 16. november stemmer de beregnede konsentrasjoner godt med målingene. Ved svak vind (≤ 1 m/s) fra samme retning beregnes høyere verdier enn observert. Også ved andre vindretninger beregnes det for høye konsentrasjoner ved lave vindhastigheter. Ved å benytte spredningsparametere som foreslått i ligningene 4.1, 4.2 og 4.3 kan det systematiske avviket mellom observerte og beregnede verdier reduseres.

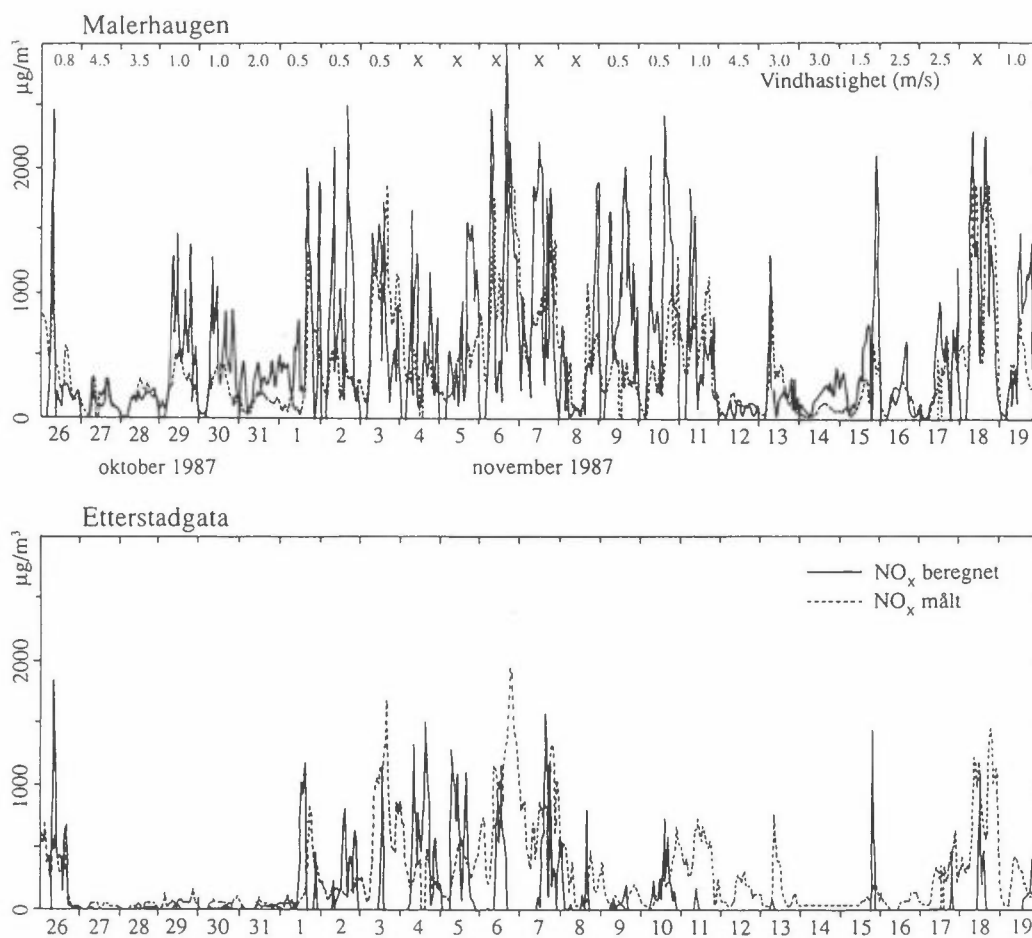
Etter oppdrag fra Vegdirektoratet har NILU utført målinger av NO , NO_2 og O_3 i Fyrstikkalléen samtidig med målinger ved Strømsveien og på Etterstad. Målingene er kontrollert og bearbeidet sammen med de andre målingene i NILUs instituttprogram (Hagen et al., 1993).

I denne rapporten er målingene benyttet til å beskrive NO_2 -konsentrasjonen ved veier som følge av NO_2 -utslippet fra bilene og som følge av overgangen fra NO til NO_2 som følge av O_3 -påvirkning.

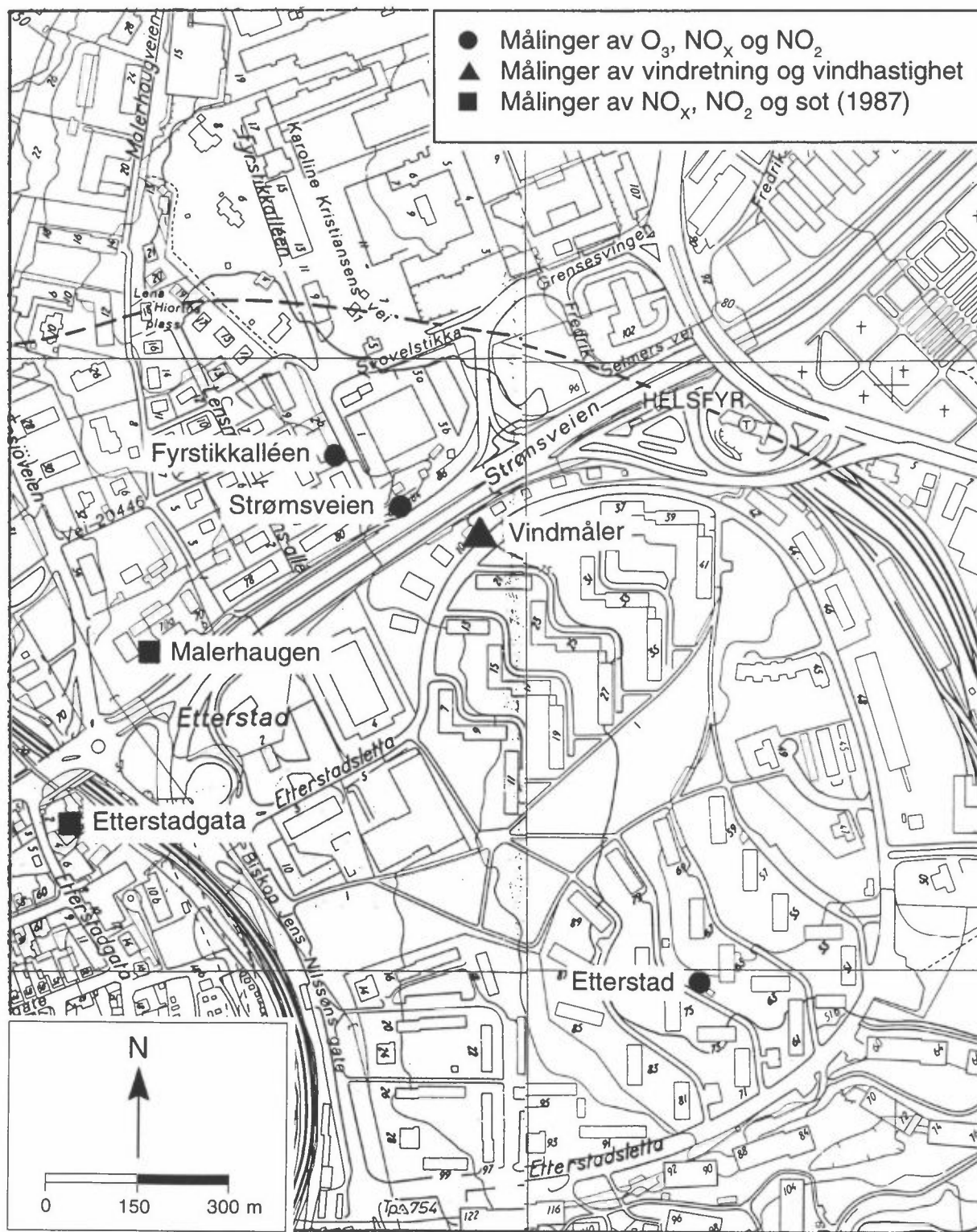
For å få informasjon om overgangen fra NO til NO_2 var det ønskelig å velge ut deler av måleserien som representerte enkle og veldefinerte meteorologiske situasjoner, dvs konstant vind på tvers av Strømsveien mot målestasjonene.

Stasjonsplasseringen er vist i figur 6.

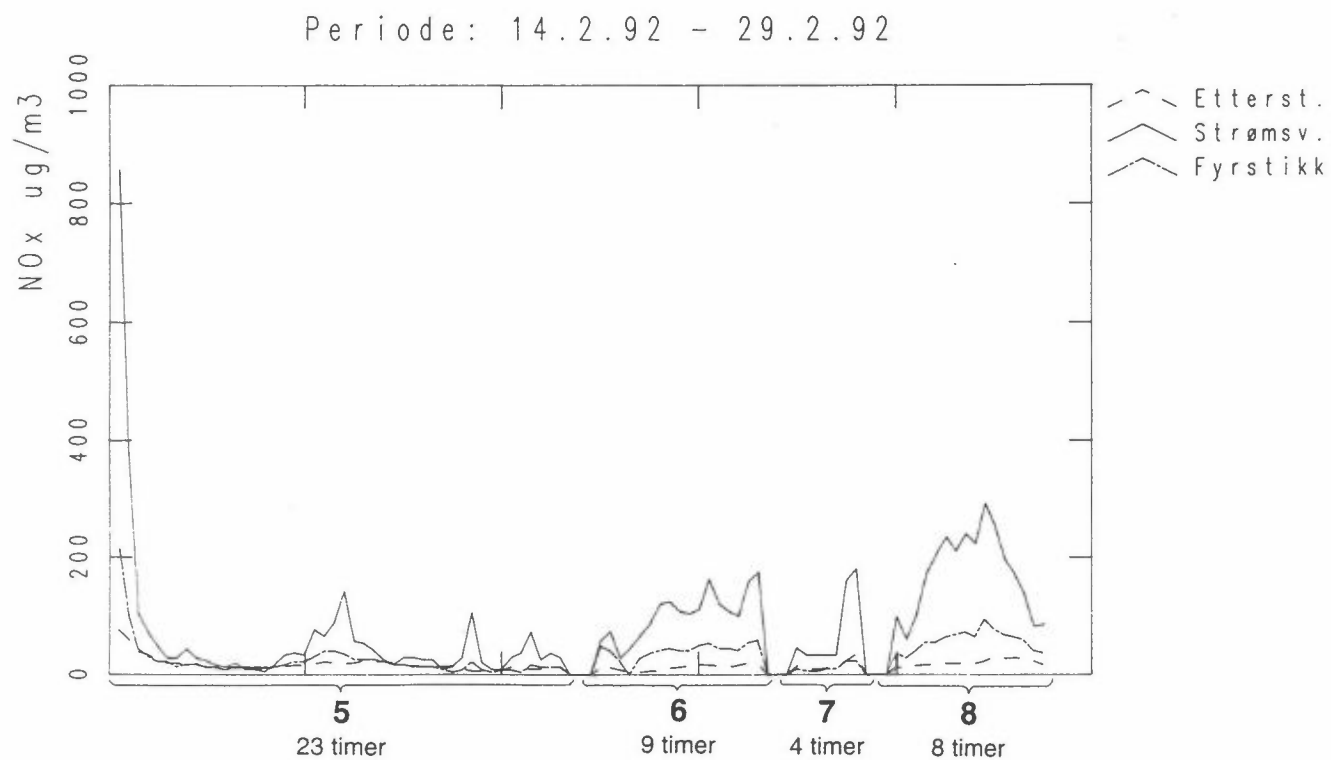
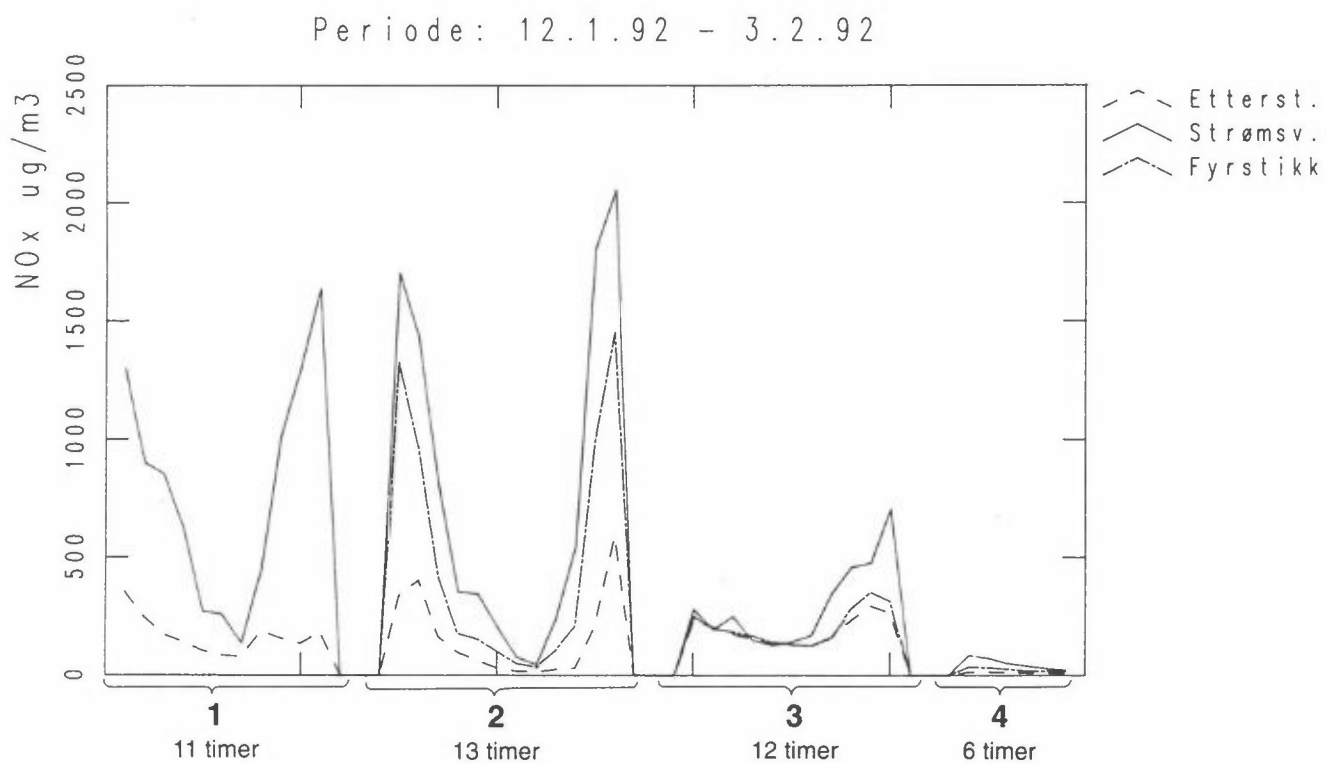
Figurene 7 og 8 viser observerte NO_x - og NO_2 -konsentrasjoner på stasjonene Etterstad, Strømsveien og Fyrstikkalléen, i 8 situasjoner med veldefinerte meteorologiske forhold (homogen og stasjonær vind fra veien mot målestasjonene).



Figur 5: Observerte og beregnede konsentrasjoner på 2 målestasjoner, Malerhaugen og Etterstadgata ved Strømsveien

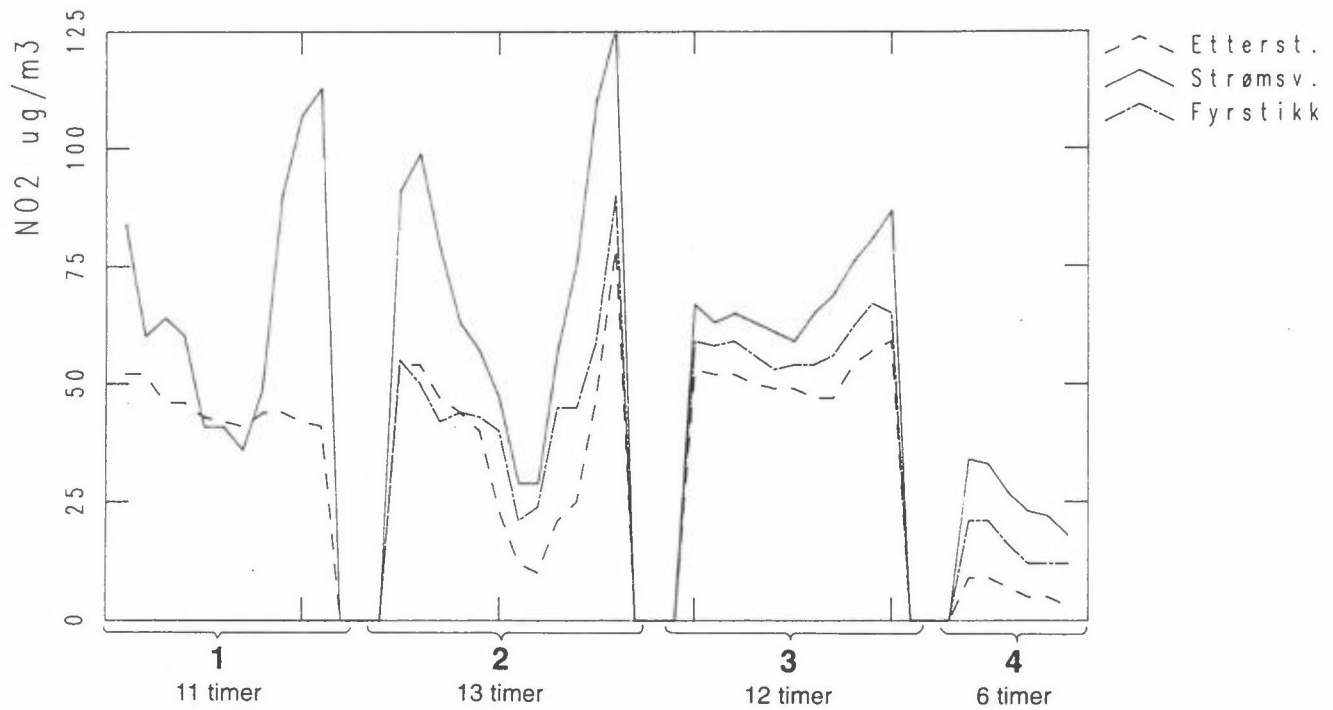


Figur 6: Lokalisering av målestasjoner ved Strømsveien.

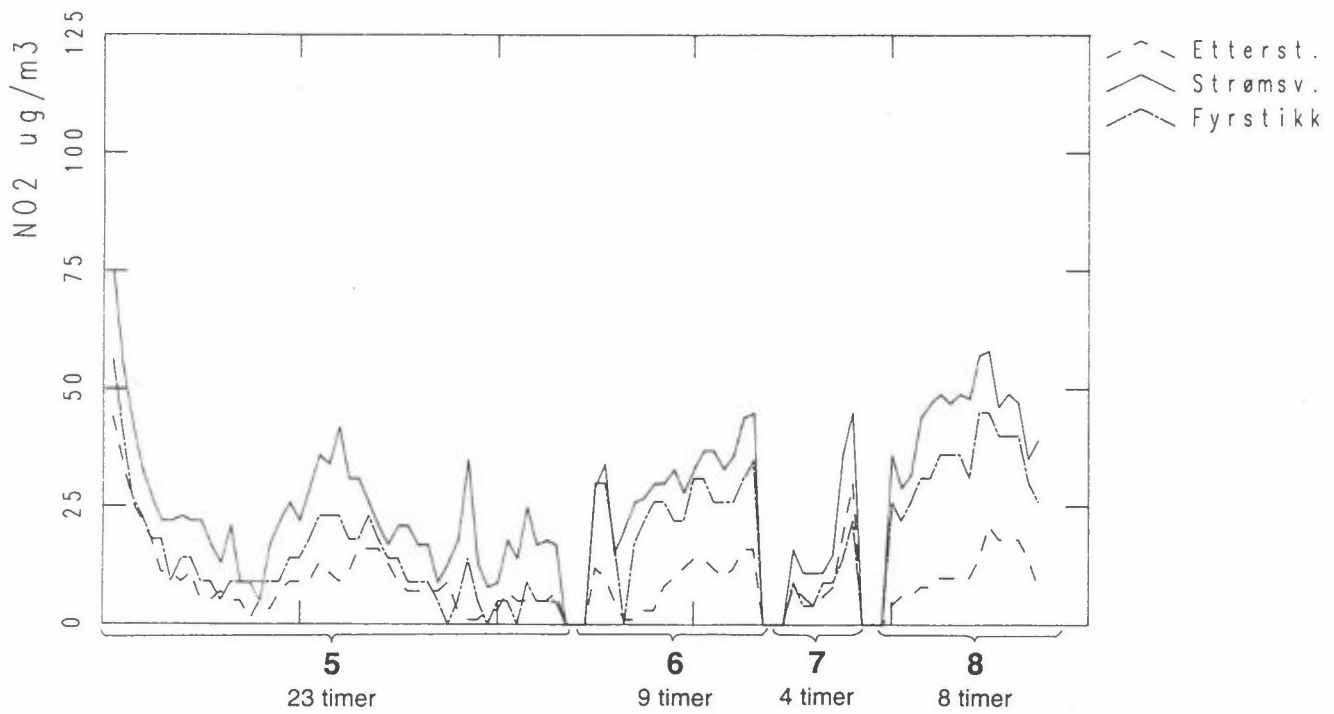


Figur 7: NO_x-konsentrasjoner i episoder på tre målestasjoner ved Strømsveien i Oslo.

Periode: 12.1.92 - 3.2.92



Periode: 14.2.92 - 29.2.92



Figur 8: NO₂-konsentrasjoner i episoder på tre målestasjoner ved Strømsveien i Oslo.

Tabell 1 gir en oversikt over episodene når det gjelder vind, spredningsforhold og ozonkonsentrasjoner.

Tabell 1: Episoder i 1992 med veldefinerte spredningsforhold ved Strømsveien i Oslo

Episode-nr.	Tidsrom	Antall timer	Ukedag	Vindsektor grader	m/s	ΔT °C	O ₃ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Merknader
1	12.1 kl 2200-13.1 kl 0800	11	sø-ma	90-130	0,7	+0,5	2-4	Fra sør 1 time fra nord
2	19.1 kl 2100-20.1 kl 0800	12	sø-ma	90-180	0,6	+0,5	2	Fra sør
3	23.1 kl 2400-24.1 kl 1000	11	to-fre	300	0,7	-0,3	2	Fra nord
4	2.2 kl 2200-3.2 kl 0300	6	sø-ma	180	4	-0,13	30-50	Fra sør
5	14.2 kl 1600-16.2 kl 1300	46	fre-sø	60-70	3,5	-0,27	50-60	Sterk vind langs veien
6	22.2 kl 0400-22.2 kl 2000	17	Lø	180	3	-0,2	30-50	Fra sør
7	23.2 kl 1300-23.2 kl 1900	7	Sø	320-330	0,8-1	-0,1	60-80	Stagnerende
						+0,4		Fra nord
8	29.2 kl 0600-29.2 kl 2100	16	Lø	200	2	-0,2	30-50	Fra sør

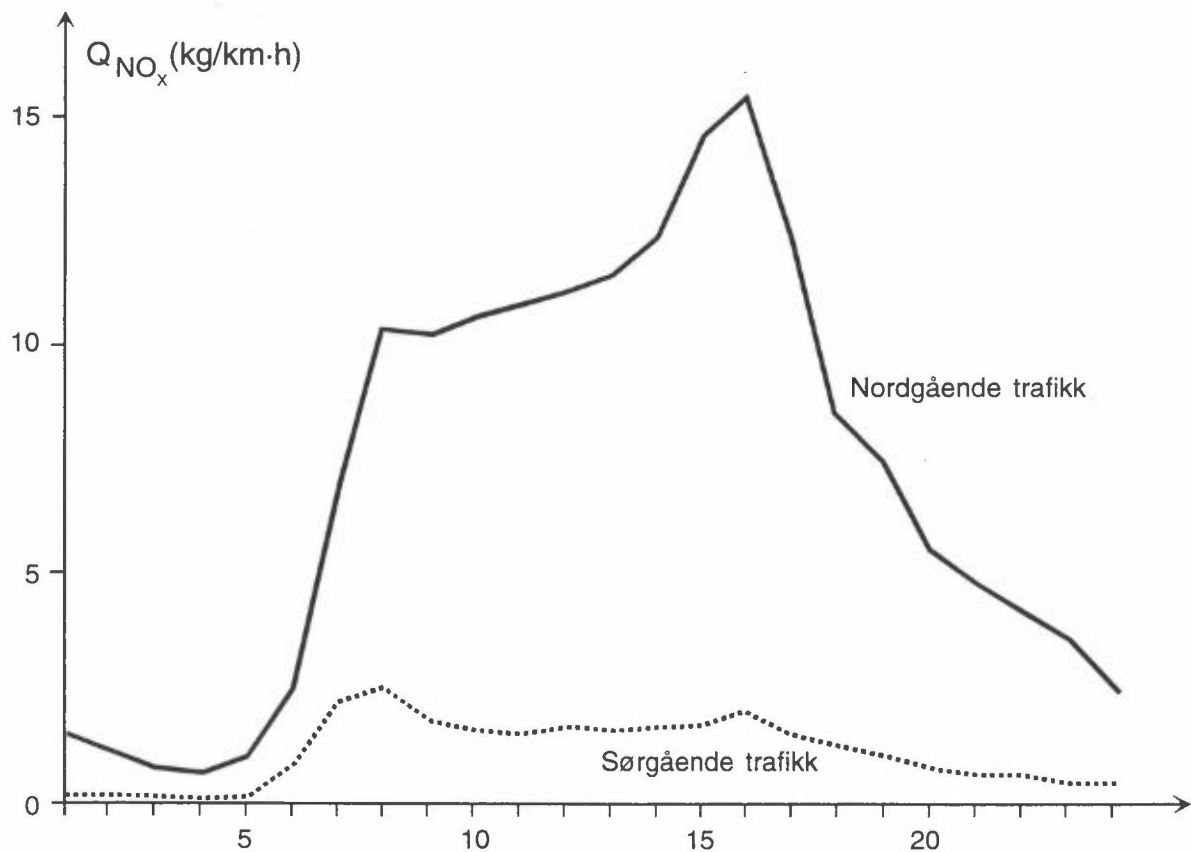
NO_x-konsentrasjonen ved Strømsveien er betydelig høyere enn konsentrasjonene på Etterstad og i Fyrstikkalléen. (Konsentrasjonen ved Strømsveien er ca. 100 % høyere enn i Fyrstikkalléen.) Denne faktoren er i perioder betydelig mindre for NO₂. Det gjelder spesielt for situasjoner der O₃-konsentrasjonen er relativt høy.

Målingene i episoder med konstante spredningsforhold over lengere tid viser:

- Maksimale NO_x-konsentrasjoner (1 000-2 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ regnet som NO₂) og maksimale NO₂-konsentrasjoner (100-125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) forekommer i episoder med svak vind og inversjonsforhold dvs. dårlig vertikalspredning.
- Ved konstant vind fra sør registreres på Etterstad bakgrunnskonsentrasjonene i lufta som kommer inn mot veien. NO₂-konsentrasjonene på Etterstad kan være 50 % av maksimumkonsentrasjonene nær veien ved svak vind. I svakvind-episodene observeres det ozonkonsentrasjoner nær null på alle målestasjonene.
- I episoder med høy vindstyrke registreres det ozonkonsentrasjoner på samtlige målestasjoner (30-50 $\mu\text{g O}_3/\text{m}^3$). Samtidig er det liten forskjell i NO₂-konsentrasjonene mellom Strømsveien og Fyrstikkalléen ca. 75 m på lesiden av veien (se figur 8). Dette skyldes en kombinasjon av spredning av NO₂ utslippet fra bilene på Strømsveien og overgangen fra NO til NO₂ som følge av påvirkning av O₃.

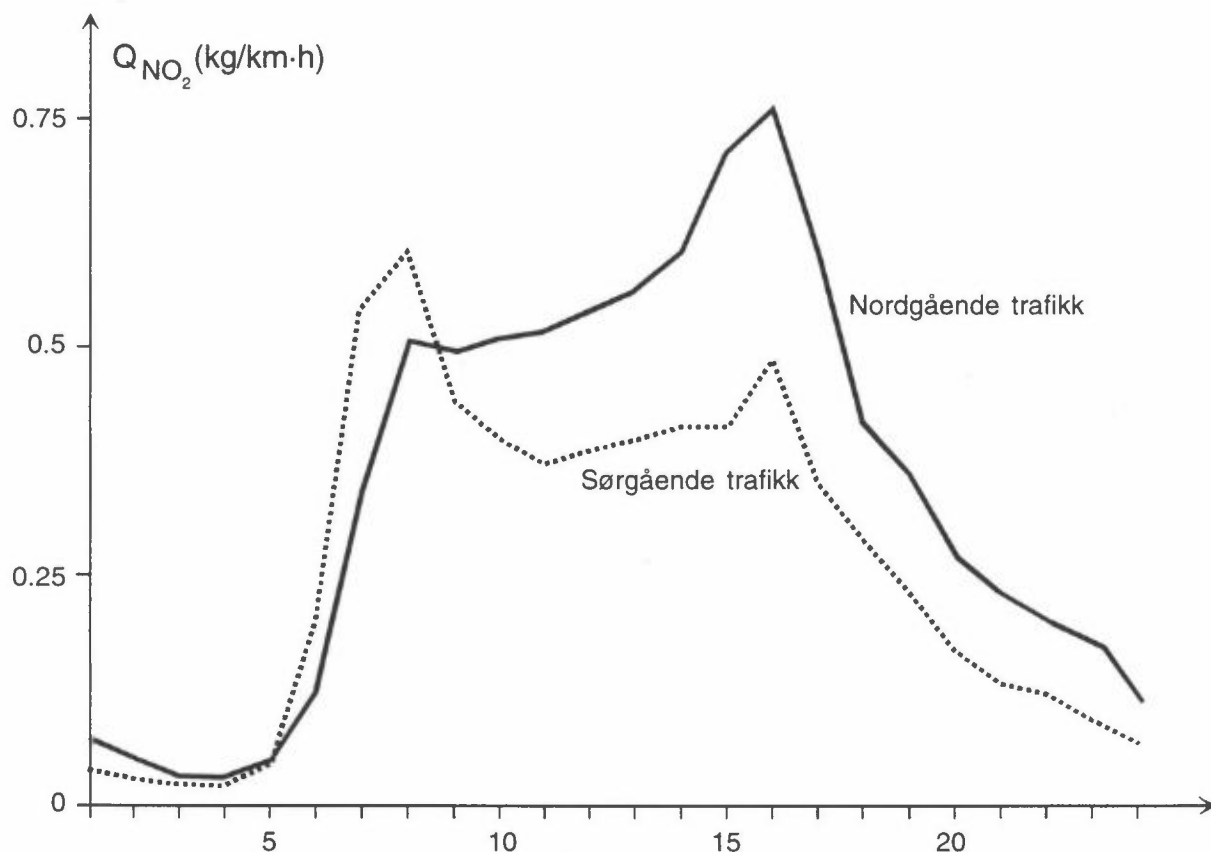
I tillegg til konsentrasjonsmålinger ble det i januar 1992 utført trafikktegninger på Strømsveien ved målestasjonene. Timevise registreringer av trafikkintensiteten og midlere kjørehastighet ble utført ved hver av kjørefilene. Registreringene ble benyttet til å beregne timevise utslipp av CO, NO_x og NO₂ fra trafikken langs hver kjørebane. Beregningene er utført ved bruk av utslippsrutiner fra VLUFT 1.5.

Figur 9 viser timevise middelutslipp fra biltrafikken nordover og biltrafikken sørover på virkedagene (mandag-fredag) i januar 1993.



Figur 9: Midlere timevise utslipp av nitrogenoksider fra nordgående og fra sørgående trafikk i Strømsveien ved Helsefyrt på virkedager (mandag-fredag).

Figur 10 viser tilsvarende data for midlere timevise trafikkutslipp av NO_2 hver lørdag og søndag. Standardavviket i utslippene er også beregnet for hver time.



Figur 10: Midlere timevise utslipp av nitrogendioksid (NO_2) fra nordgående og fra sørgående trafikk i Strømsveien ved Helsfyr på virkedager (mandag-fredag).

Fra kl 0800 til kl 1400 på hverdagene er utslippet fra biltrafikken forholdsvis konstant, og vi har regnet med en typisk utslippintensitet som er vist i tabell 2.

Tabell 2: Typisk utslipp av nitrogenoksider fra biltrafikken ved målestasjonene ved Strømsveien. Enhet 10^{-3} g NO_x/ms

	NO_x	NO_2
Trafikk nordover	3,06	0,15
Trafikk sørover	0,46	0,11
Sum	3,52	0,26

Standardavviket omkring middelverdiene utgjør ca. 10 % for hver time om dagen (kl 0800-1800). Når utslippet er lavest om natten, er standardavviket ca. 30 % av midlere NO_x og NO_2 -utslipp.

Det er videre nødvendig å skille mellom virkedøgnstrafikk og helgetrafikk for å redusere standardavviket i utslippsdata.

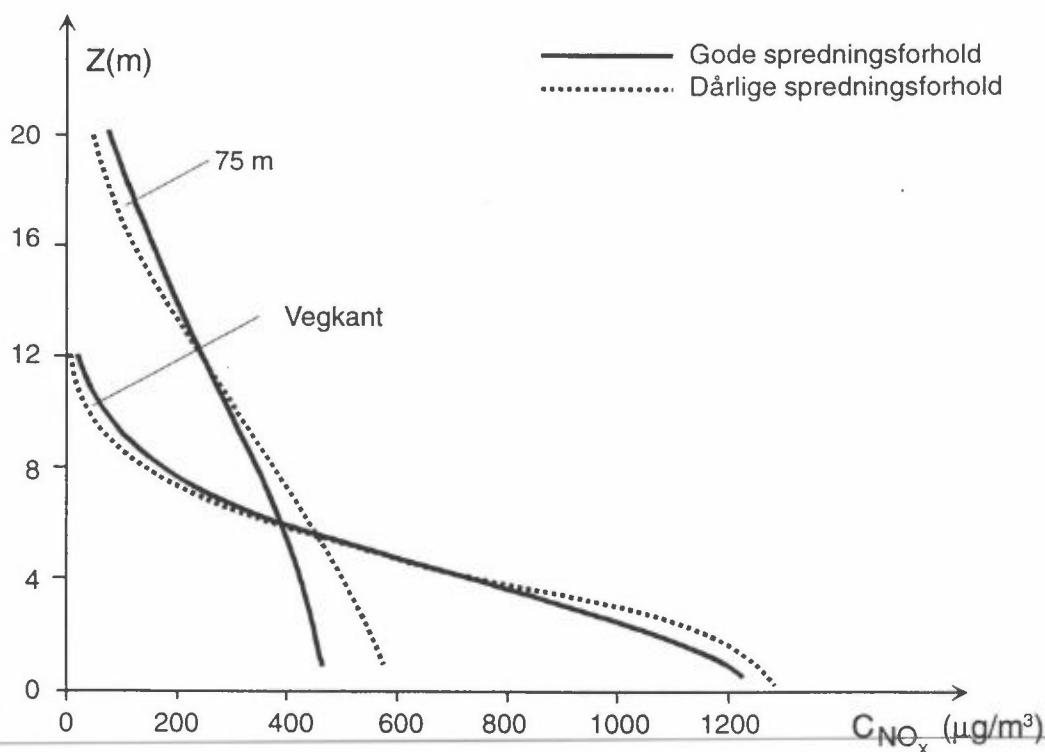
6. Beregningsresultater

Beregnete bakgrunnskonsentrasjoner er sammenlignet med målinger på den målestasjonen som ikke er påvirket av Strømsveien. Beregningsmetodene underestimerer observerte verdier noe. Spesielt beregnes det for lave konsentrasjoner på Etterstad ved svak vind fra sør under inversjonsforhold (dårlige vertikale spredningsforhold). Dette skyldes sannsynligvis at vertikalutvekslingen overestimeres i beregningene.

Figur 11 viser resultatet av HIWAY-beregningene av NO_x ved veikanten og 75 m fra veien. Det vertikale konsentrasjonsprofilet er vist for gode og for dårlige vertikale spredningsforhold.

Konsentrasjonsforskjellen ved gode og ved dårlige spredningsforhold synes å være for liten som vist i figur 11. I HIWAY-modellen er det bare tatt med normale spredningsforhold.

For å vurdere virkningen av spredning og kjemiske reaksjoner er ligningene som er beskrevet i kapittel 5 programmert til en NO_2 -modell.



Figur 11: NO_x -konsentrasjonen som funksjon av høyden ved veikanten og 75 m fra veien.

Det er utført beregninger for noen episoder med data for utslipp og spredning som er vist i tabell 3. Resultatet av følgende beregningseksempler presenteres i denne rapporten.

Tabell 3: Inngangsdata for NO_2 -modellen. Vindhastighet 1 m/s på tvers av veien i tre beregningseksempler.

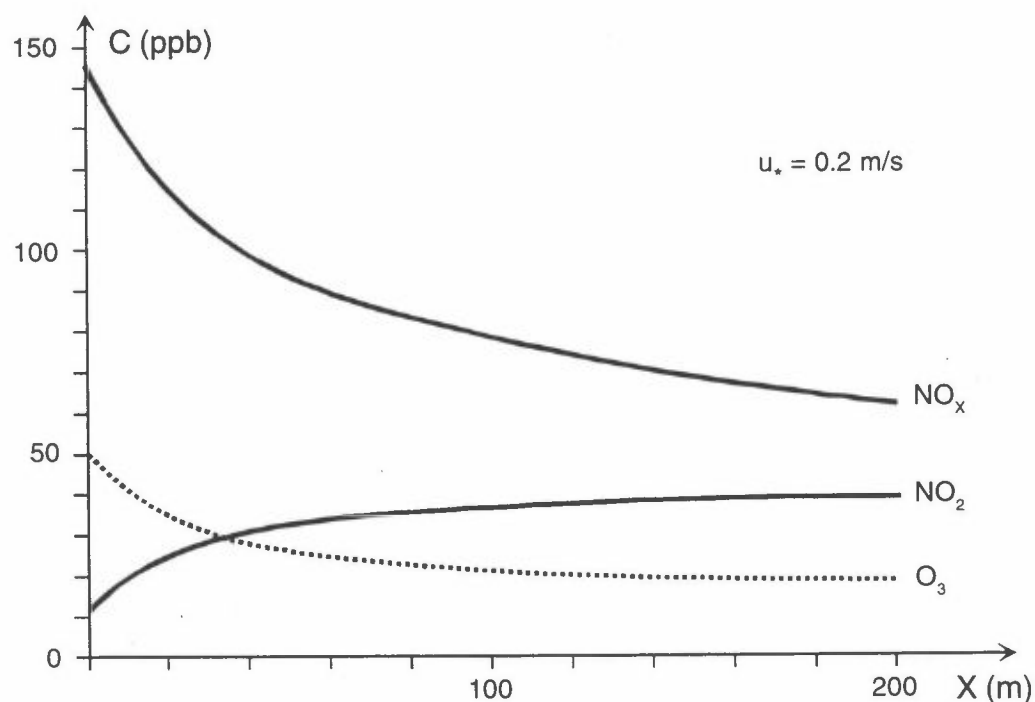
	Utslipp		Spredning			Bakgrunns-konsentrasjoner		
	Q_{NO_x} mg/ms	Q_{NO_2} mg/ms	u_* m/s	L m	Z_o cm	O_3 ppb	NO_x ppb	NO_2 ppb
1	3,52	.26	.2	100	10	50	1	0,5
2	3,52	.26	.2	100	10	1	1	0,5
3	3,52	.26	.5	100	10	50	1	0,5

Figurene 12, 13 og 14 viser konsentrasjonsfordelinger som funksjon av avstanden fra veien.

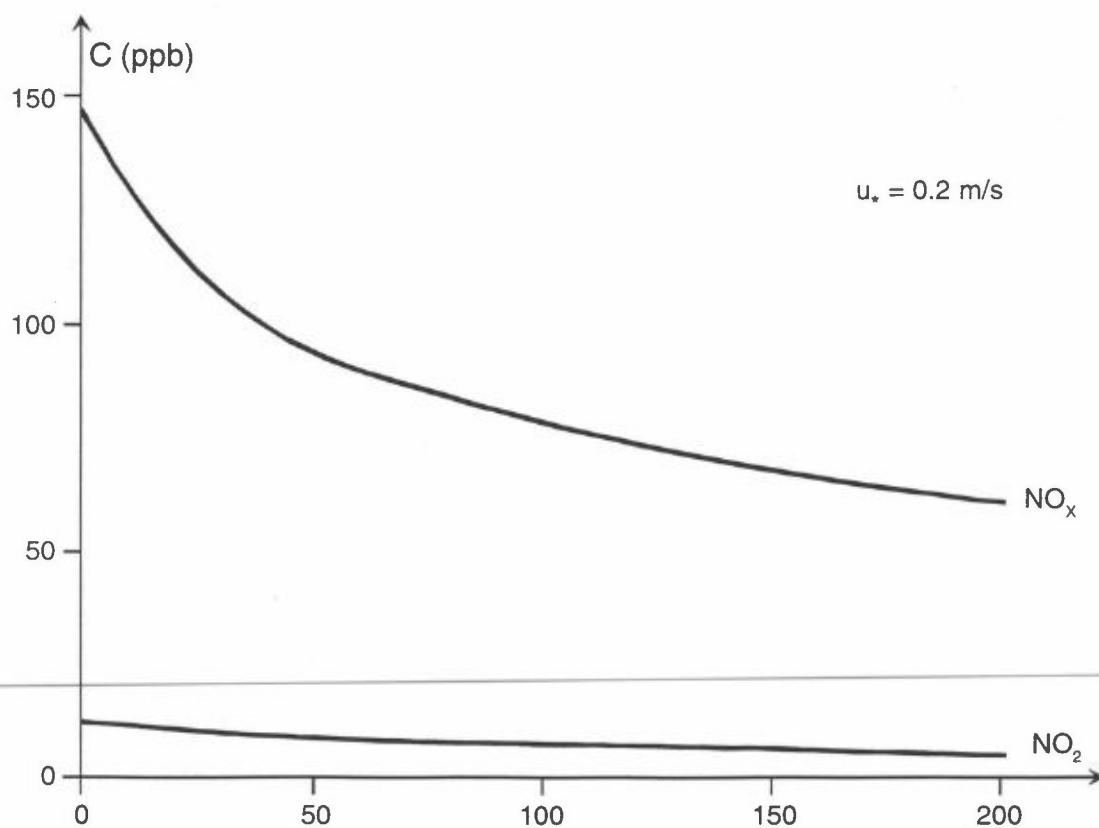
Figurene viser konsentrasjonsfordelingen av NO_x og NO_2 i 3 m høyde over bakken ut til en avstand av 200 m fra veien. NO_x -konsentrasjonen avtar raskt som følge av spredning i atmosfæren. Figurene 12 og 14 viser at NO_2 -konsentrasjonen øker med avstanden, fordi overgangen fra NO til NO_2 på grunn av reaksjonen med O_3 er raskere enn vertikalspredningen. Samtidig fører reaksjonen til en tilsvarende reduksjon i O_3 -konsentrasjonen. Figur 13 viser NO_x - og NO_2 -fordelingen ved lav ozonkonsentrasjon (1 ppb) og dårlig spredning. NO_2 -konsentrasjonen på grunn av utslipp langs veien spres på samme måte som NO_x -utslippene.

Spredningen av bileksos er komplisert, og blandingen varierer fra sted til sted. Det er kjent at ujevn blanding fører til at de kjemiske reaksjonene vil ta noe lenger tid enn det som inngår i beregningsmetoden.

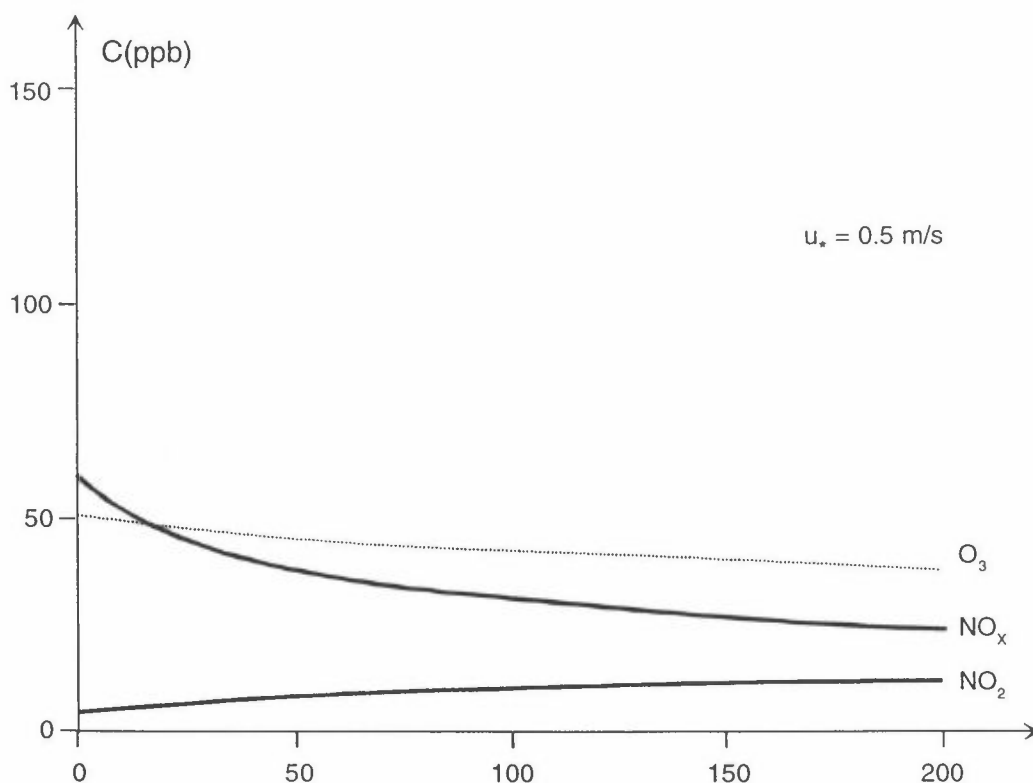
I VLUFU forutsettes det at all ozon er gått over til NO_2 og at lokale NO_2 utslipp (i bileksosen) fortynnes i samsvar med spredningsberegningene. Det fører til de høyeste NO_2 -konsentrasjonene nær ved veien. Disse situasjonene forekommer, og det er en god antagelse når maksimalkonsentrasjonene beregnes. I andre situasjoner, som forekommer ofte, er det nødvendig å ta hensyn til reaksjonstiden når utbredelsen av NO_2 -konsentrasjonene skal vurderes.



Figur 12: NO_x , NO_2 - og O_3 -konsentrasjonene som funksjon av avstanden fra veikanten. Dårlig spredning og ozonepisode ($[\text{O}_3] = 50$ ppb i bakgrunnsatmosfæren).



Figur 13: NO_x og NO_2 -konsentrasjonene som funksjon av avstanden fra veikanten. Dårlig spredning og lav ozonkonsentrasjon ($[\text{O}_3] = 1$ ppb i bakgrunnsatmosfæren).



Figur 14: NO_x -, NO_2 - og O_3 -konsentrasjonene som funksjon av avstanden fra veikanten. God spredning og ozonepisode ($[O_3] = 50 \text{ ppb}$ i bakgrunnsatmosfæren).

7. Oppsummering

Et forslag til metode (ligningene 4.1-4.3 på side 14) for beregning av spredning ved veier er utarbeidet på grunnlag av en teoretisk beskrivelse av turbulensen i atmosfærens grensesjikt og i blandingssonen bak kjørende biler. Det er behov for å bearbeide forslaget mer før beregningene kan sammenlignes med målingene.

Overgangen fra NO til NO_2 ved påvirkning av O_3 er beskrevet numerisk, og det er utført spredningsberegninger i episoder med høy ozon og i episoder med lav ozon.

Følgende resultater er av betydning når enkle beregningsmetoder skal vurderes:

1. Det direkte utslippet av NO_2 fra biltrafikken fører ofte til lave konsentrasjoner i forhold til observerte NO_2 -verdier.
2. Ozon i luften fører til rask overgang fra NO til NO_2 i episoder. Overgangen tar en viss tid, slik at det kan forekomme høyere NO_2 -konsentrasjoner ca. 100 m fra veien enn nær veien.
3. Målingene ved Strømsveien viste alltid de høyeste verdiene nærmest veien. Når det var O_3 til stede i bakgrunnsluften, var reduksjonen i NO_2 -konsentrasjonen med økende avstand liten. I Oslo forekommer ozonkonsentrasjoner ($30\text{-}80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ved sterk vind og gode spredningsforhold.

4. Det er rimelig å anta at konsentrasjonsfordelingen ved hovedveier utenom byområdene er annerledes enn i byområdet, fordi O_3 -verdiene i bakgrunnsluften er forskjellige.

Beregningsmetoden i VLUFT er utviklet for å beskrive maksimalkonsentrasjoner og det er forutsatt at ozon i bakgrunnsatmosfæren er gått over til NO_2 nær veien. I andre situasjoner som forekommer ofte er det nødvendig å ta hensyn til reaksjonstiden i atmosfæren når NO_2 fordelingen ved strekt trafikkerte veier skal beregnes.

Forslag til beskrivelse av spredning (ligning 4.1-4.3) er utarbeidet på grunnlag av målinger ved veier i Norge og i andre land.

Det er spesielt lagt vekt på reaksjonen mellom ozon og nitrogenmonoksid samt fotodissosiasjon av nitrogenoksider når forholdet mellom NO_x og NO_2 skal bestemmes.

8. Referanser

Briggs, G.A. (1973) Diffusion estimation for small emissions. Oak Ridge, Tenn., ADTL/NOAA. (ATDL Contribution File No. 79.)

Eskridge, R.E. and Hunt, J.C.R. (1979) Highway modelling - I. Prediction of velocity and turbulence fields in the wake of vehicles. *J.Appl.Meteorol.*, 18, 387-400.

Eskridge, R.E., Binkowski, F.S., Hunt, J.C.R., Clark, T.L. and Demerjian, K.L. (1979) Highway modelling - II. Advection and diffusion of SF_6 tracer gases. *J.Appl. Meteorol.*, 18, 401- 412.

Eskridge, R.E., Petersen, W.B. and Rao, S.T. (1991) Turbulent diffusion behind vehicles: Effect of traffic speed on pollutant concentrations. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 41, 312-317.

Gryning, S.E., van Ulden, A.P. and Larssen, S. (1983) Dispersion from a continuous ground level source investigated by a K-model. *Quart.J.Roy.Meteorol.Soc.*, 109, 355-365.

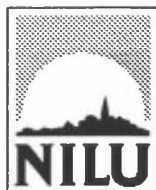
Grønskei, K.E. (1982) Simplified treatment of vertical diffusion close to highways. I: 13. *Nordiske Meteorologiske Møde, København 7.-11. juni 1982*. Bind 1. København, Meteorologisk Institut. s. 275-293.

Grønskei, K.E. (1988) The influence of car speed of dispersion of exhaust gases. *Atmos. Environ.*, 22, 273-281.

Grønskei, K.E. (1988) Description of vertical dispersion under influence of roughness elements. I: *Air pollution modelling and its application VII*. Ed. by H. van Dop. New York, Plenum. pp. 223-235.

- Grønskei, K.E. (1989) Variation in dispersion conditions with height over urban areas. Results of dual tracer experiments. I: *9th Symposium on turbulence and diffusion*, Roskilde 1990. Boston, Mass., American Meteorological Society. pp. 297-300.
- Haugsbakk, I. and Tønnesen, D.A. (1989) Atmospheric dispersion experiments at Lillestrøm. 1986-1987 Data report. Lillestrøm (NILU OR 41/89).
- Hertel, O. og Berkowicz, R. (1989) Modelling pollution from traffic in a street canyon. Evaluation of data and model development. Roskilde, Danmarks Miljøundersøgelser (DMU Luft -A129).
- Hertel, O. og Berkowicz, R. (1989b) Modelling NO₂ concentrations in a street canyon. Roskilde, Danmarks Miljøundersøgelser (DMU Luft-A131).
- Holtslag, A.A.M., Gryning, S.E., Irwin, J.S. and Sivertsen, B. (1985) Parameterization of the atmospheric boundary layer for air pollution dispersion models. I: *15th International technical meeting on air pollution modelling and its application*, St. Louis 1985.
- Hov, Ø. and Larssen, S. (1982) Street canyon concentrations of nitrogen dioxide in Oslo, measurements and model calculations. Lillestrøm (NILU OR 4/82).
- Irwin, J.S., Gryning, S.E., Holtslag, A.A.M. and Sivertsen, B. (1985) Atmospheric Dispersion Modelling Based on Boundary Layer Parameterization. Research Triangle Park, NC., U.S. Environmental Protection Agency (EPA/600/3-85/056).
- Larssen, S. (1984) Enkel modell for beregning av NO₂- konsentrasjoner ved gater. Lillestrøm (NILU TR 2/84).
- Larssen, S. og Hoem, K. (1989) Luftforurensning ved munningene av Vålerenga-tunnelen. Før/etterundersøkelse. Lillestrøm (NILU OR 51/89).
- NAG (1988) The NAG Fortran Library, Mark 13. Oxford, The Numerical Algorithms Group Limited.
- Petersen, W.B. (1980) Users guide for HIGHWAY-2: A highway air pollution model. Research Triangle Park, NC U.S. Environmental Protection Agency (EPA-600/8-80-018).
- Seinfeld, J.H. (1986) Atmospheric chemistry and physics of air pollution. New York, Wiley.
- Tønnesen, D.A. og Sivertsen, B. (1989) Metodeundersøkelsen i byer og tettsteder. Sluttrapport. Lillestrøm (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 373/89, NILU OR 78/89).

Yamartino, R.J. and Wiegand, G. (1986) Development and evaluation of simple models for the flow, turbulence and pollutant concentration fields within an urban street canyon. *Atmos. Environ.*, 20, 2137-2156.



Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norwegian Institute for Air Research
Postboks 64, N-2001 Lillestrøm

RAPPORTTYPE OPPDRAKS RAPPORT	RAPPORT NR. OR 13/94	ISBN-82-425-0553-5	
DATO 31.1.95	ANSV. SIGN. <i>K. Grønnskei</i>	ANT. SIDER 32	PRIS NOK 60,-
TITTEL Beskrivelse av spredning og overgang fra NO til NO ₂ ved åpne veier		PROSJEKTLEDER K.E. Grønnskei	
		NILU PROSJEKT NR. O-8977	
FORFATTER(E) Knut Erik Grønnskei		TILGJENGELIGHET *	
		OPPDRAKSGIVERS REF. Sidsel Kålås	
OPPDRAKSGIVER Vegdirektoratet, Planavdelingen Postboks 8142 Dep 0033 OSLO			
STIKKORD Forurensningsberegning	Biltrafikk	Nitrogenoksider	
REFERAT Resultater fra sporstoffundersøkelser er utnyttet til å modifisere spredningsparametrene i linjekildemodellene. Modifikasjonene må utprøves bedre i samsvar med målte og beregnede konsentrasjoner fra målestasjoner ved Strømsveien i Oslo. Det er utført beregninger av NO ₂ -konsentrasjonen som funksjon av avstanden fra veibanen ved ulike spredningsforhold og O ₃ -konsentrasjoner i bakgrunnsatmosfæren. I situasjoner med høy ozon og dårlige spredningsforhold avtar NO ₂ -konsentrasjonene lite med avstanden fra veien.			
TITLE Description of dispersion and formation of NO ₂ .			
ABSTRACT Results of dispersion experiments near open roads are used to modify dispersion parameters to be used in line source models. The modifications should be further evaluated in accordance with measured concentrations close to Strømsveien in Oslo. A method for calculating the NO ₂ concentrations based on additional information on NO and O ₃ concentrations is proposed. In ozone episodes and poor dispersion conditions the decay in NO ₂ concentrations with distance from the road is small.			

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