

## **CHEMKAR PM<sub>10</sub> – Stedencampagne**

Chemische karakterisering van fijn stof in Antwerpen,  
Gent, Brugge en Oostende  
2011-2012



## DOCUMENTBESCHRIJVING

---

### **Titel**

CHEMKAR PM<sub>10</sub> – Stedencampagne, Chemische karakterisering van fijn stof in Antwerpen, Gent, Brugge en Oostende, 2011-2012

### **Samenstellers**

Afdeling Lucht, Milieu en Communicatie, VMM  
Dienst Lucht

### **Inhoud**

Dit rapport bevat de resultaten van de vierde Chemkar PM<sub>10</sub>-studie. De Vlaamse Milieumaatschappij voerde gedurende 12 maanden onderzoek uit naar fijn stof in Antwerpen, Gent, Brugge en Oostende. Tussen midden 2011 en midden 2012 onderzocht ze in elke stad de verschillen in samenstelling tussen een achtergrondlocatie, een invalsweg en een street canyon. De studie toont vooral aan dat de daggrenswaarde voor fijn stof nog steeds een probleem is in alle street canyons. Mineraal stof afkomstig van verkeer blijkt hierin een belangrijke rol te spelen.

### **Wijze van refereren**

VMM (2013), Chemkar PM<sub>10</sub>, Chemische karakterisering van fijn stof in Vlaanderen, 2011-2012

### **Verantwoordelijke uitgever**

Philippe D'Hondt, Afdelingshoofd Lucht, Milieu en Communicatie  
Vlaamse Milieumaatschappij

### **Vragen in verband met dit rapport**

Vlaamse Milieumaatschappij  
A. Van de Maelestraat 96  
9320 Erembodegem  
Tel: 053 72 62 10  
Fax: 053 71 10 78  
[info@vmm.be](mailto:info@vmm.be)

Depotnummer  
D/2013/6871/021

# Samenvatting

---

## Inleiding

Dit rapport bevat de resultaten van de vierde Chemkar PM<sub>10</sub>-studie. De Vlaamse Milieumaatschappij deed tussen midden 2011 en midden 2012 onderzoek naar de chemische samenstelling van fijn stof in de steden Antwerpen, Gent, Brugge en Oostende. Het doel van het onderzoek was om na te gaan hoe de concentratie en samenstelling van fijn stof verschilt binnen een stad. In elke stad vonden metingen plaats bij een achtergrondlocatie, een invalsweg en een street canyon.

## Projectbeschrijving

De meting van PM<sub>10</sub> fijn stof vond plaats, om de 4 dagen, van juni 2011 tot juli 2012. In elk van de 4 steden voerden we metingen uit op 3 type plaatsen: een drukke invalsweg, een achtergrond en een drukke street canyon. Met een street canyon bedoelen we een vrij smalle straat met aaneengesloten hoge bebouwing.

Tabel 1: Overzicht van de 12 meetplaatsen

	Invalsweg	Achtergrond	Street canyon
Antwerpen	AT29	AT30	AT31
Gent	GN27	R701	GN29
Brugge	BB25	BB26	BB27
Oostende	OS08	OS09	OS10

De bemonstering gebeurde met een Leckel SEQ47/50 toestel dat gedurende 24u een volume van 55m<sup>3</sup> lucht door een vooraf gewogen filter zuigt. Na bemonstering wogen we de filters opnieuw om de totale PM<sub>10</sub>-concentratie in de lucht te bepalen. Daarna stuurden we verschillende delen van de filters naar gespecialiseerde labo's voor de bepaling van:

- elementaire en organische koolstof: EC en OC;
- de wateroplosbare ionen: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> en Ca<sup>2+</sup>;
- een reeks elementen: Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Ti, V en Zn;
- de organische verbinding levoglucosan (een tracer voor houtverbranding).

Op weerkundig vlak was de projectperiode als geheel vrij normaal. Tijdens de maanden december en januari waren er wel vrij veel dagen met veel neerslag en dus lagere stofconcentraties.

## Gemiddelde samenstelling van PM<sub>10</sub> per meetplaats

De algemene samenstelling (Figuur 1) was vergelijkbaar met die uit vorige studies. De belangrijkste componenten van PM<sub>10</sub>-stof zijn **secundaire anorganische ionen** (34%), **mineraal stof** (19%) en **organische massa (OM)** (18%). In alle 4 de onderzochte steden stijgen de PM<sub>10</sub>-concentraties volgens:

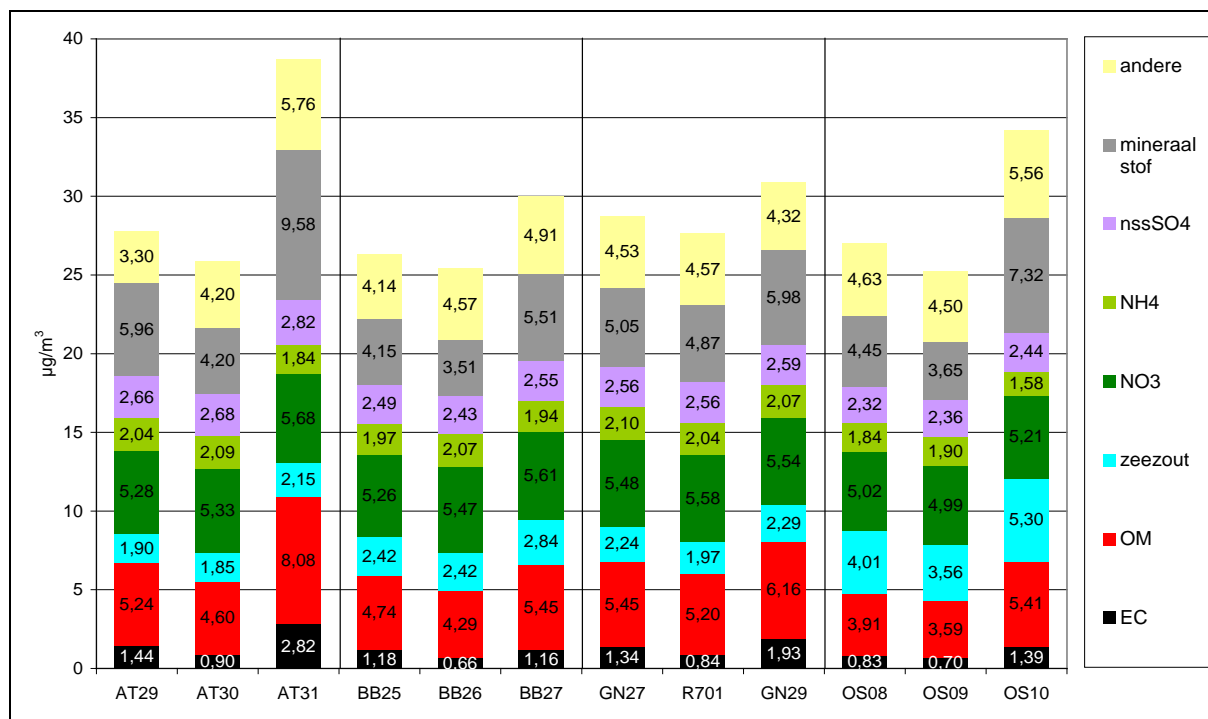
**achtergrond < invalsweg << street canyon**

Gemiddeld zijn de concentraties in de street canyons 7,5 µg/m<sup>3</sup> of 29% hoger dan op de stedelijke achtergrond (Figuur 2). Deze zeer lokale bijdrage komt voor het grootste deel van **twee verkeersbijdrages die beide ongeveer even belangrijk** zijn:

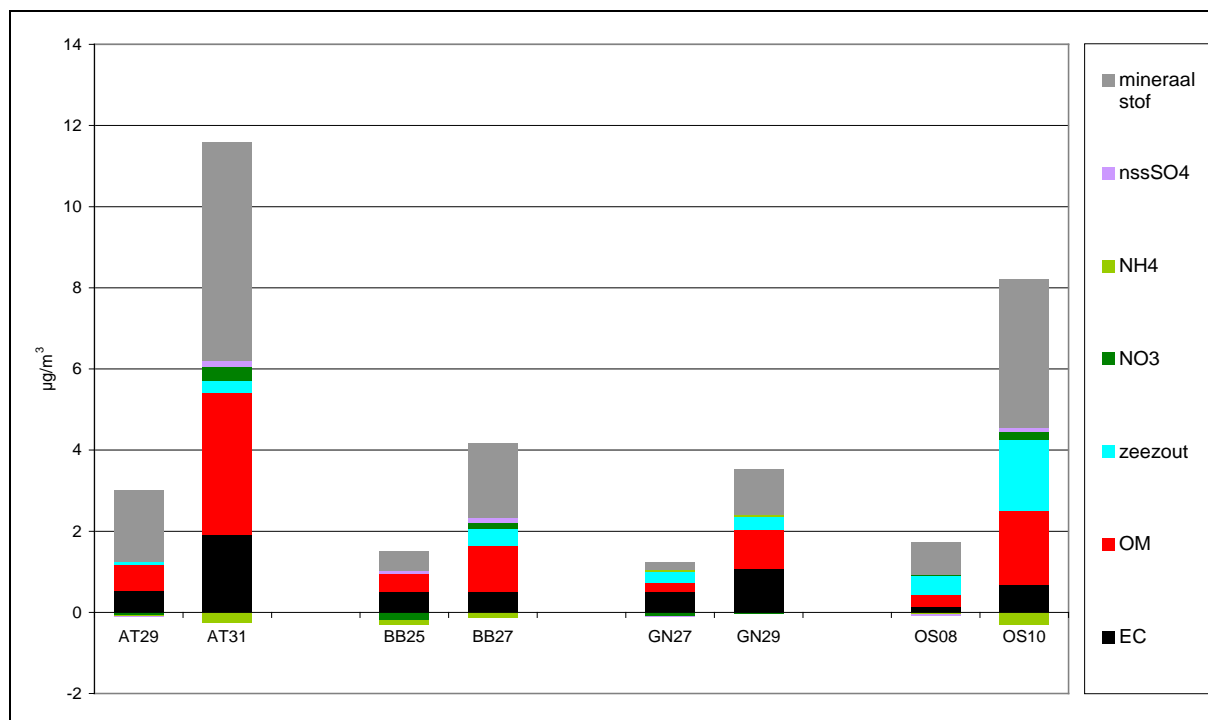
- de bijdrage van elementaire koolstof en organische massa aanwezig in **uitlaatgassen**;
- de bijdrage van **mineraal stof** door het heropwaaien van bodemstof en slijtage van voertuigen (banden, remmen, koetswerk) en wegdek.

In absolute waarde zien we een vrij groot verschil tussen de lokale bijdragen op de 8 plaatsen. Wanneer we de concentratietoenames relatief bekijken dan zien we overal min of meer dezelfde

trend. Gemiddeld bestaat de lokale bijdrage uit circa 51% mineraal stof, 19% elementaire koolstof en 30% organische massa.



Figuur 1: Gemiddeld aandeel van de hoofdcomponenten in PM<sub>10</sub> voor alle meetplaatsen



Figuur 2: Lokale bijdrage aan PM<sub>10</sub> voor de invalswegen en straat canyons (= verschil met achtergrond)

De hoge bijdrage van mineraal stof is verrassend, en hoogstwaarschijnlijk is deze bijdrage in fijnstofmodellen momenteel nog niet hoog genoeg geschat.

Hoewel mineraal stof en organische massa in absolute massa het meest bijdragen is elementaire koolstof, of roet, relatief het meest verhoogd. De **roetconcentraties in straat canyons zijn meer dan**



**dubbel zo hoog dan op de stedelijke achtergrondplaatsen.** Dit komt omdat er voor EC weinig andere bronnen zijn dan verkeer.

**Zeezout** maakte gemiddeld **10% uit van PM<sub>10</sub>** in deze studie. Per meetplaats varieerde de bijdrage tussen de 6% en 15%. De concentraties (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) op de achtergrondplaatsen daalden volgens een logaritmisch verband met de afstand tot de zee:

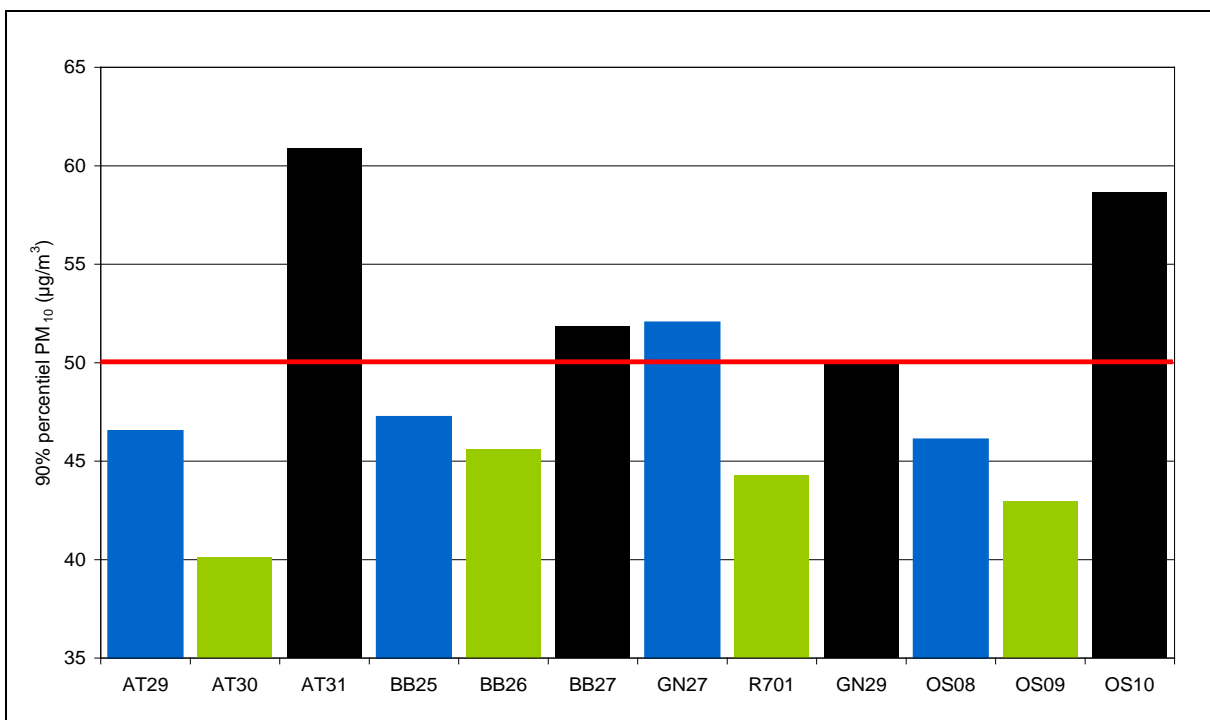
$$\text{zeezout} = 3,9 - \log(\text{afstand tot zee in km})$$

We zien ook in alle steden een iets hogere concentratie zeezout in de street canyons. Dit wijst er op dat verkeer naast mineraal stof ook zeezout doet heropwaaien.

### Overschrijding van de EU-daggrenswaarde

Volgens de EU mag de PM<sub>10</sub>-concentratie op een meetplaats niet meer dan 35 keer per jaar hoger zijn dan  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dit is een concrete vertaling van het feit dat de P90 (90% percentiel) niet hoger mag zijn dan  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Daarnaast mag het jaargemiddelde ook niet hoger zijn dan  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Deze jaargrenswaarde is minder streng dan de daggrens en vormt doorgaans geen probleem. Enkel in de Antwerpse street canyon komt het gemeten gemiddelde in de buurt.

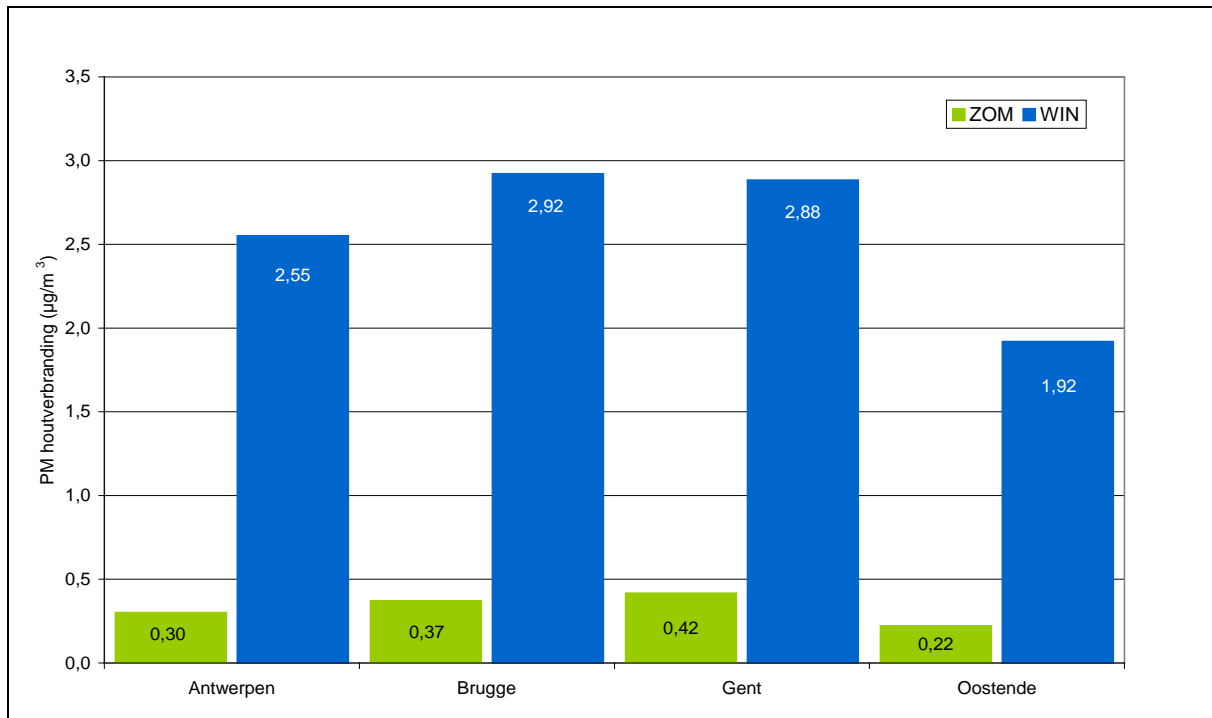
Omdat we in dit project maar om de 4 dagen meetwaarden hebben, kijken we naar de P90 van onze data om in te schatten of de daggrenswaarde haalbaar is. Figuur 3 toont dat de P90 in alle vier de street canyons hoger of gelijk aan  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  is. In Gent heeft ook de invalsweg een P90 die hoger is dan  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Indien we er van uitgaan dat de 93 meetdagen een beeld geven van de normale toestand op deze plaatsen, dan is het waarschijnlijk dat we de **daggrenswaarde op 5 van de 12 plaatsen niet halen.**



Figuur 3: 90% percentiel van de 12 meetplaatsen (virtuele overschrijding EU-daggrens =  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### Houtverbranding

Op de achtergrondmeetplaatsen in de 4 steden bepaalden we ook de bijdrage van houtverbranding aan PM<sub>10</sub>. De bijdrage over de volledige 12 maanden is gemiddeld **1,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  of **5% van PM<sub>10</sub>**. In de wintermaanden is de absolute bijdrage gemiddeld 8 keer hoger dan in de zomermaanden (Figuur 4). De bijdrage is iets lager dan in de vorige studie, waarschijnlijk omwille van de gekozen meetplaatsen - geen bronnen in de buurt- en de vele neerslag in januari en december.



Figuur 4: Bijdrage van houtverbranding tijdens zomer- en wintermaanden voor de 4 meetplaatsen (zomer = apr – sep, winter = okt – maa)

De belangrijkste beleidsadviezen uit deze studie zijn:

- Dit verkennend onderzoek geeft aan dat we de EU-daggrenswaarde (maximum 35 dagen met PM<sub>10</sub> > 50 µg/m<sup>3</sup>) waarschijnlijk niet respecteren in heel wat street canyons. Dit komt door de extra lokale bijdrage van wegverkeer en de mindere verdunning in deze straten omgeven door hoge gebouwen. **Extra maatregelen** zullen dus nodig zijn als we ook in deze street canyons aan de EU-grenswaarden willen voldoen.
- Verkeer zorgt naast uitlaatemissies ook voor heel wat **mineraal stof**. Deze bijdrage is ongeveer even groot als de uitlaatemissies en is afkomstig van het heropwaaien van bodemstof en, in mindere mate, ook door slijtage van wegen en voertuigen. Het belang van deze fractie wordt tot op heden meestal onderschat.
- Om juistere modelberekeningen te maken, is het aangewezen om deze **minerale bijdrage verder te onderzoeken**. Hierdoor kunnen we fijnstofmodellen verbeteren en het effect van maatregelen juist berekenen.
- De grootte van deze minerale bijdrage betekent ook dat maatregelen die enkel de uitlaatemissies verlagen maar de helft van de lokale verkeersbijdrage aanpakken. Acties die het **verkeer verminderen of verplaatsen** weg van de bevolking zijn maatregelen die men op lokaal niveau kan toepassen om de fijnstofconcentraties te verlagen. Deze maatregelen verminderen immers ook de hoeveelheid mineraal stof.
- Bij algemeen verhoogde stofconcentraties is het secundair gevormd ammoniumnitraat vaak heel belangrijk. Nationale, Europese en internationale **inspanningen om ammoniak en stikstofoxiden verder te verminderen** blijven dus zeker nodig.
- **Houtverbranding** zorgt tijdens de wintermaanden voor een extra bijdrage aan fijn stof. Op vlak van duurzame energie is de rol van biomassa (zoals hout) vaak gecontesteerd. Op vlak van luchtkwaliteit er is geen twijfel dat hout verbranden een ongunstig effect heeft.

## Summary

---

### Introduction

This report contains the results of the fourth Chemkar PM<sub>10</sub>-study. The Flemish Environment Agency carried out chemical characterization of particulate matter between mid 2011 and mid 2012 in the cities of Antwerp, Ghent, Bruges and Ostend. The aim of the study was to examine how the concentration and composition of particulate matter vary within a city. In every city measurements were carried out at a background location, an access road and a street canyon.

### Project Description

The measurement of PM<sub>10</sub> took place every 4th day, from June 2011 to July 2012. In each of the four cities we carried out measurements at three types of places: a busy access road, a background and a busy street canyon.

Table 1: Overview of the 12 sampling sites

	Access road	Background	Street canyon
Antwerp	AT29	AT30	AT31
Ghent	GN27	R701	GN29
Bruges	BB25	BB26	BB27
Ostend	OS08	OS09	OS10

Sampling was done with a Leckel SEQ47/50. This device samples 55m<sup>3</sup> of air through a pre-weighed filter over a period of 24 hours. After sampling, filters are weighed again to determine the mass gain and the total PM<sub>10</sub>-concentration in the air. In a following step we sent different parts of the filters to specialized laboratories for the determination of:

- elemental and organic carbon: EC and OC;
- the water-soluble ions: NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> en Ca<sup>2+</sup>;
- a series of elements: Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Ti, V and Zn;
- the organic compound levoglucosan (a tracer for wood burning).

In general the meteorological conditions during the project were quite normal. During the months of December and January we did see a higher than usual amount of days with precipitation and hence lower PM<sub>10</sub>-concentrations.

### Average composition of PM<sub>10</sub> per site

The general composition (Figure 1) was similar to that of previous studies. The main components of particulate matter are the secondary inorganic ions (34%), mineral dust (19%) and organic matter (OM) (18%). In all four cities studied PM<sub>10</sub>-concentrations showed the same pattern:

**background < access road << street canyon**

The concentrations in the street canyons were on average 7.5 µg/m<sup>3</sup> or 29% higher than at the urban background (Figure 2). This very local contribution is for the greater part due to two traffic contributions which are both about equally important:

- the contribution of **elemental carbon and organic matter** present in exhaust gases;
- the contribution of **mineral dust** by resuspension of soil dust and wear of road and vehicles (tires, brakes, bodywork).

In absolute terms, we see substantial differences between the local contributions at the 8 sites. However, when we look at the relative concentration increase, we see a similar pattern at most of the

sites. On average, the local contribution consists of 51% mineral dust, 19% elemental carbon and 30% organic mass.

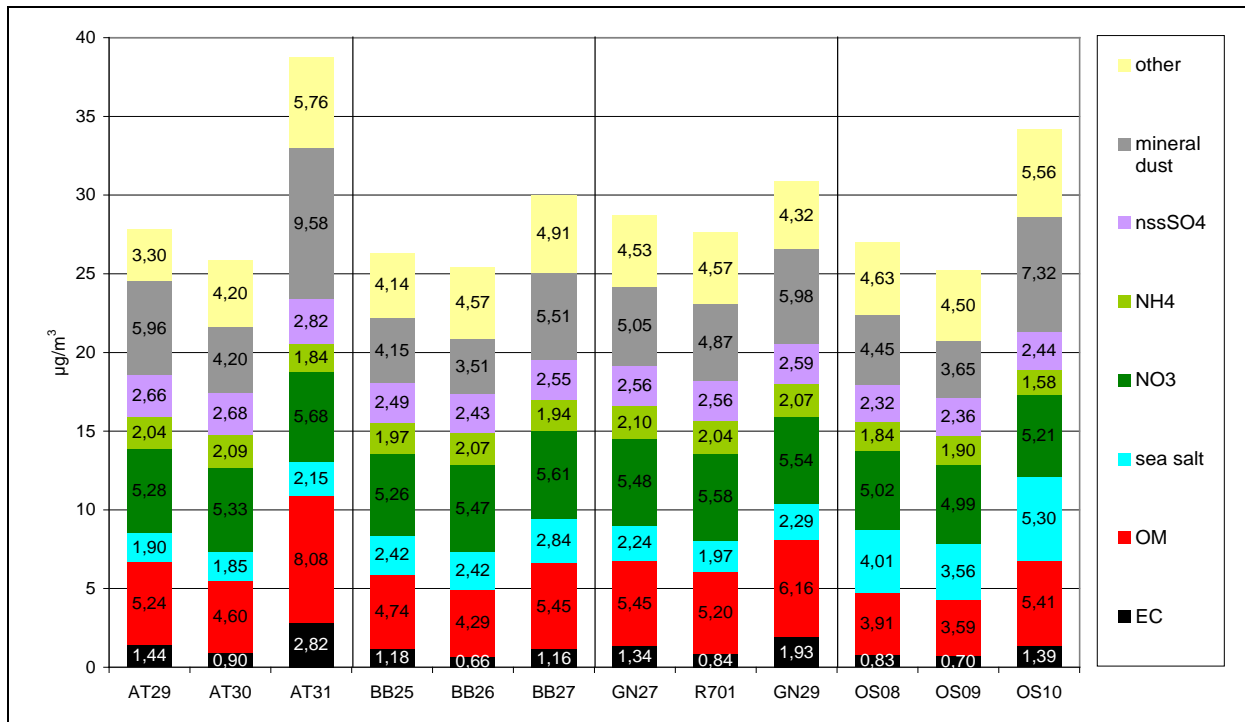


Figure 1: Average concentration of the main components in PM<sub>10</sub> for all sites

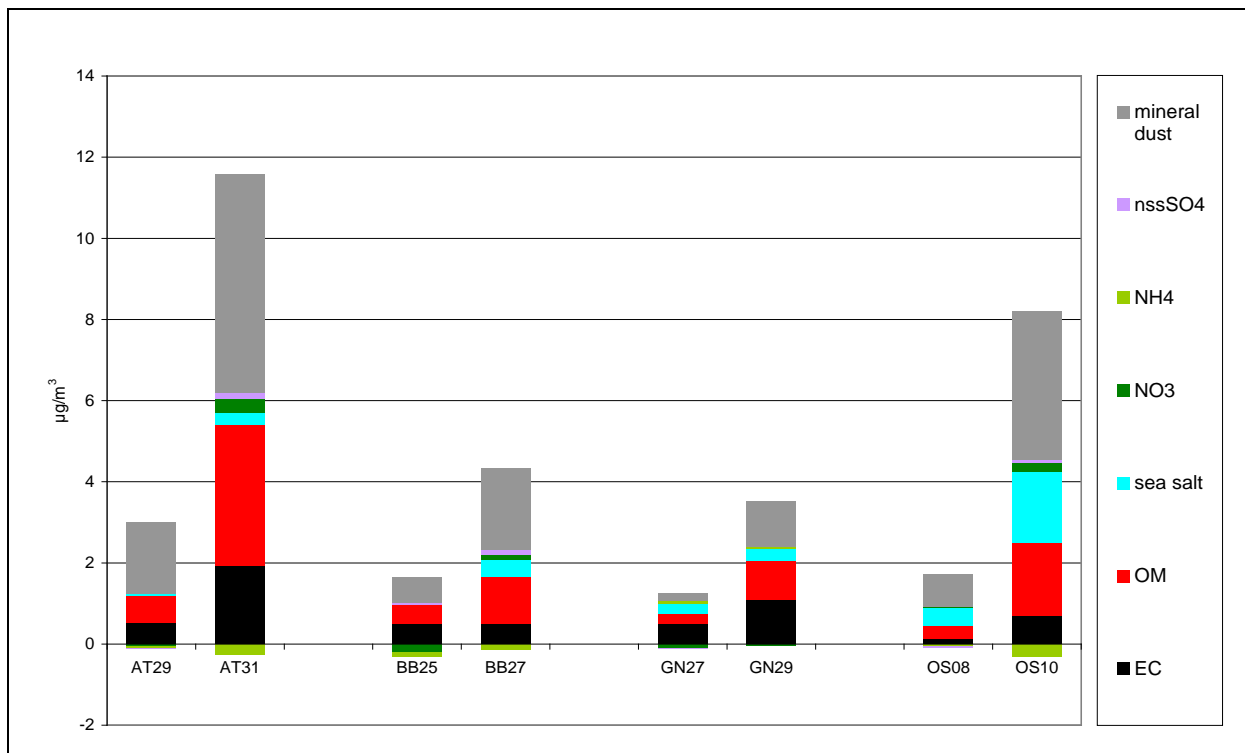


Figure 2: Local contribution to PM<sub>10</sub> for access roads and street canyons (= difference with background)

The high contribution of mineral dust is surprising and most likely this contribution is not properly taken into account in the current air quality models.

Although mineral dust and organic mass show a higher contribution in absolute mass, it is elemental carbon, or soot, that shows the highest relative increase. The soot concentrations in street canyons are more than twice as high compared to the urban background. This is because traffic is by far the most important source for EC.

On average 10% of the PM<sub>10</sub> in this study was sea salt. Depending on the distance to the coast the average contribution per site ranged from 15% to 6%.

Concentrations (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) at the background sites decreased according to a logarithmic function:

$$\text{sea salt} = 3.9 - \log(\text{distance to the sea in km})$$

In all four cities we saw slightly higher salt concentrations in the street canyons. This indicates that traffic is also responsible for some resuspension of sea salt.

### Exceedances of the EU daily limit value

In the air quality directive (2008/EC/50), the EU has a limit value for particulate matter (PM<sub>10</sub>) for the protection of human health: the PM<sub>10</sub> daily mean value may not exceed 50 micrograms per cubic metre ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) more than 35 times in a year. This is an expression of the fact that the P90 (90% percentile) may not exceed 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . In addition, the PM<sub>10</sub> annual mean value may not exceed 40 micrograms per cubic metre ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). This annual limit is less stringent than the day limit and is usually not a problem. Only in the street canyon in Antwerp the mean measured values approaches this limit.

Because we only sampled every 4th day, we calculate the P90 of our data sets to assess whether the daily limit is exceeded at the sites. Figure 3 shows that the P90 is higher or equal to 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in all 4 street canyons. In Ghent also the access road has a P90 higher than 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . If we assume that the 93 measurement days represent the normal situation in these places, then it is likely that we will exceed the daily limit value at 5 of the 12 places.

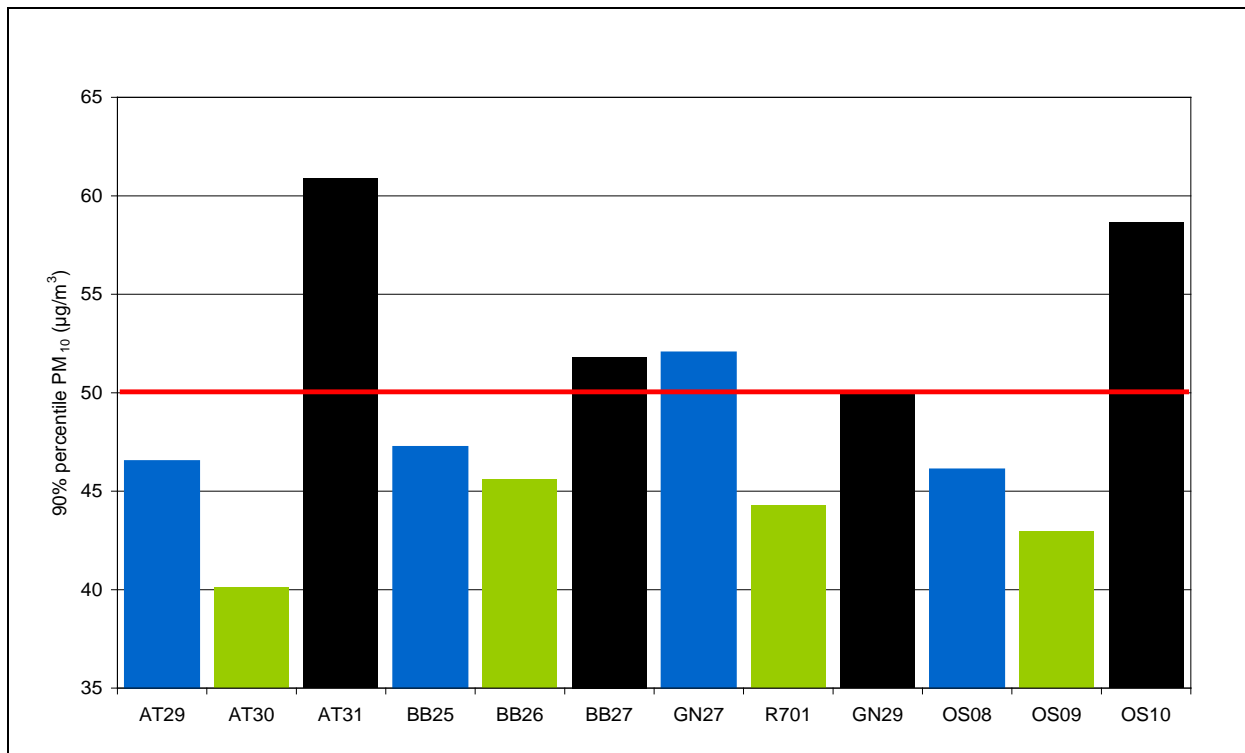


Figure 3: 90% percentile of the 12 measurement site (virtual exceedance of daily limit = 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### Wood burning

At the background sites in the four cities we also calculated the contribution of wood combustion to PM<sub>10</sub>. Over the full 12 months, this contribution was on average 1.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  or 5% of PM<sub>10</sub>. In the winter months the absolute contribution was 8 times higher than in the summer months (Figure 4). The

contribution is slightly lower than in the previous study. This is probably due to the selection of sampling sites (no sources nearby) and the high amount of precipitation in December and January.

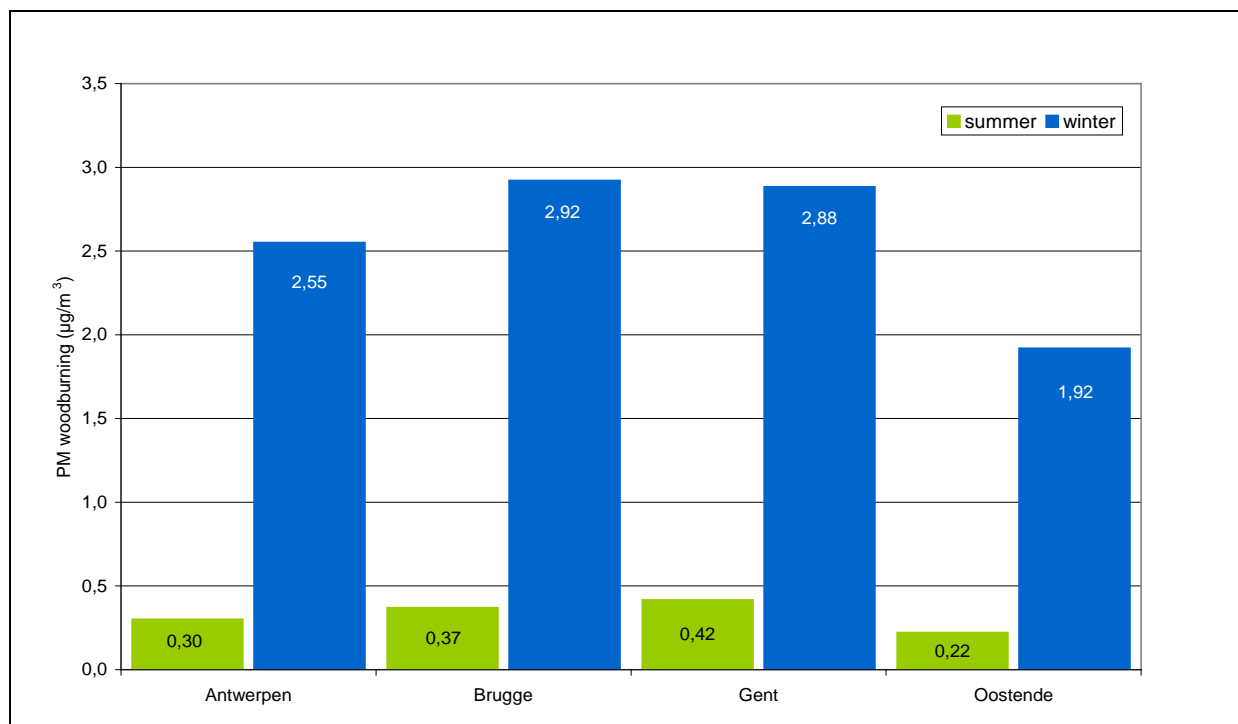


Figure 4: Contribution of wood burning in summer and winter months for the four background sites (Summer = Jun – Sep, Winter = Oct – Mar)

#### The main policy recommendations resulting from this study are:

- The results suggest that we probably exceed the EU daily limit value (up to 35 days with PM<sub>10</sub> > 50 µg/m<sup>3</sup>) in many street canyons. This is due to the additional contribution of local traffic and the limited dilution in these streets surrounded by tall buildings. **Additional measures** are therefore necessary if we want to meet the EU limits at these locations.
- In addition to the tailpipe emissions traffic also generates a **considerable amount of mineral dust**. This contribution is comparable in mass to the exhaust emissions and originates from the resuspension of road dust and, to a lesser extent, from wear of roads and vehicles. The importance of this fraction is currently often underestimated.
- To improve modeling results it is advisable to **further investigate this mineral contribution**. This will lead to a better understanding of this fraction and a more accurate calculation of certain abatement actions.
- The relative importance of the mineral contribution of traffic implies that measures targeting exhaust emissions alone, only address half of the local traffic contribution. Actions that **reduce traffic or divert** it away from the population are measures that can be applied locally to decrease PM concentrations, since these measures will also reduce mineral dust.
- During regional episodes of PM pollution the secondary ammonium nitrate is often very important. National, European and international efforts to **further reduce ammonia and nitrogen oxides** are still necessary.
- **Wood burning** leads to an additional contribution to particulate matter during winter months. In terms of renewable energy, the role of biomass (such as wood) is already controversial. In terms of air quality, there is no doubt that wood burning has an adverse effect.

**INHOUDSTAFEL**

<b>Samenvatting .....</b>	<b>3</b>
<b>Summary .....</b>	<b>7</b>
<b>1 Inleiding.....</b>	<b>17</b>
<b>2 Projectbeschrijving .....</b>	<b>18</b>
2.1 Inleiding en doel .....	18
2.2 Meetplaatsen .....	18
2.2.1 Antwerpen – invalsweg (AT29) .....	18
2.2.2 Antwerpen – achtergrond (AT30).....	19
2.2.3 Antwerpen – street canyon (AT31) .....	19
2.2.4 Gent – invalsweg (GN27).....	20
2.2.5 Gent – achtergrond (R701).....	20
2.2.6 Gent – street canyon (GN29).....	21
2.2.7 Brugge – invalsweg (BB25) .....	21
2.2.8 Brugge – achtergrond (BB26).....	22
2.2.9 Brugge – street canyon (BB27).....	22
2.2.10 Oostende – invalsweg (OS08).....	23
2.2.11 Oostende – achtergrond (OS09).....	23
2.2.12 Oostende – street canyon (OS10) .....	24
2.3 Bemonstering .....	29
2.3.1 Tijd en frequentie .....	29
2.3.2 Toestel en filter.....	29
2.3.2.1 Blanco filters.....	30
2.4 Analyse en dataverwerking .....	30
2.4.1 Analysemethodes.....	30
2.4.2 Bepaling van de totale fijnstofmassa .....	30
2.4.2.1 Filters.....	30
2.4.2.2 Voorbehandeling en weging .....	30
2.4.2.3 Bewaring .....	31
2.4.3 Blanco resultaten .....	31
2.4.4 Omrekening van bepaalde ICP-MS resultaten .....	32
2.4.5 Datacontrole.....	32
2.5 Berekening van verschillende fracties.....	32
2.5.1 Organische massa (OM).....	33
2.5.2 Minerale stof.....	33
2.5.3 Zeezout .....	33
2.5.4 Niet-zeezout-sulfaat .....	34
2.5.5 Bijdrage houtverbranding .....	34
2.6 Weerkundige gegevens .....	36
2.6.1 Data van het huidige project .....	36
2.6.2 Vergelijking met weersomstandigheden bij de vorige Chemkar projecten .....	37
<b>3 Overzicht van de dataset .....</b>	<b>38</b>
3.1 Inleiding .....	38
3.2 Jaarverloop en boxplots per component .....	38
3.2.1 PM <sub>10</sub> (totale massa) .....	38
3.2.2 Elementaire en organische koolstof (EC/OC).....	39
3.2.2.1 Elementaire koolstof.....	39
3.2.2.2 Organische koolstof (OC).....	41
3.2.3 Levoglucosan .....	42
3.2.4 Wateroplosbare ionen .....	44
3.2.4.1 Nitraat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	44
3.2.4.2 Chloride (Cl <sup>-</sup> ) .....	45
3.2.4.3 Sulfaat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) .....	47
3.2.4.4 Natrium (Na <sup>+</sup> ) .....	48
3.2.4.5 Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).....	50
3.2.4.6 Kalium (K <sup>+</sup> ) .....	51
3.2.4.7 Magnesium (Mg <sup>2+</sup> ).....	53
3.2.4.8 Calcium (Ca <sup>2+</sup> ).....	54

3.2.5	Elementen .....	56
3.2.5.1	Aluminium (Al).....	56
3.2.5.2	Arseen (As) .....	57
3.2.5.3	Barium (Ba) .....	59
3.2.5.4	Calcium (Ca) .....	61
3.2.5.5	Cadmium (Cd).....	62
3.2.5.6	Chroom (Cr) .....	64
3.2.5.7	Koper (Cu).....	65
3.2.5.8	IJzer (Fe).....	67
3.2.5.9	Kalium (K) .....	68
3.2.5.10	Mangaan (Mn).....	70
3.2.5.11	Molybdeen (Mo) .....	71
3.2.5.12	Nikkel (Ni).....	73
3.2.5.13	Lood (Pb) .....	74
3.2.5.14	Antimoon (Sb) .....	76
3.2.5.15	Titaan (Ti).....	77
3.2.5.16	Vanadium (V) .....	79
3.2.5.17	Zink (Zn).....	80
3.3	Gemiddelden van de gemeten parameters.....	82
3.3.1	PM <sub>10</sub> , EC/OC en ionen.....	82
3.3.2	Elementen .....	83
<b>4</b>	<b>De gemiddelde samenstelling van fijn stof .....</b>	<b>85</b>
4.1	Inleiding .....	85
4.2	Algemeen beeld .....	85
4.2.1	Overzicht per meetplaats .....	85
4.2.2	Algemeen gemiddelde .....	87
4.3	Lokale verschillen.....	87
4.4	Vergelijking met vorige Chemkar projecten .....	90
4.5	Conclusies.....	91
<b>5</b>	<b>Verschillen in samenstelling van dag tot dag.....</b>	<b>92</b>
5.1	Inleiding .....	92
5.2	Gemiddelde samenstelling per meetdag.....	92
5.3	Effect van het weer op de samenstelling .....	93
5.3.1	Effect van neerslag .....	93
5.3.2	Effect van temperatuur.....	94
5.3.3	Effect van windsnelheid .....	95
5.3.4	Effect van windrichting .....	96
5.4	Weer en samenstelling op extreme dagen .....	99
5.5	Conclusies.....	102
<b>6</b>	<b>Aanvullende berekeningen.....</b>	<b>103</b>
6.1	Inleiding .....	103
6.2	Overschrijding van de daggrenswaarde.....	103
6.3	Lokale bijdrage van verkeer .....	104
6.4	Aandeel van houtverbranding .....	105
6.5	Bijdrage van zeezout.....	109
6.5.1	Wettelijk kader.....	109
6.5.2	Dit project.....	110
6.6	Bodemaanrijkingsfactoren.....	111
6.7	Secundaire anorganische ionen.....	113
6.7.1	Ionenbalans.....	113
6.7.2	Onderlinge verhouding tussen ammonium, nitraat en sulfaat .....	114
6.8	Conclusies.....	116
<b>7</b>	<b>Beleidsadvies .....</b>	<b>117</b>



**FIGUREN**

Figuur 1: Gemiddeld aandeel van de hoofdcomponenten in PM <sub>10</sub> voor alle meetplaatsen .....	4
Figuur 2: Lokale bijdrage aan PM <sub>10</sub> voor de invalswegen en street canyons (= verschil met achtergrond) .....	4
Figuur 3: 90% percentiel van de 12 meetplaatsen (virtuele overschrijding EU-daggrens = 50 µg/m <sup>3</sup> ) ..	5
Figuur 4: Bijdrage van houtverbranding tijdens zomer- en wintermaanden voor de 4 meetplaatsen (zomer = apr – sep, winter = okt – maa) .....	6
Figuur 5: Meetplaats AT29 in Antwerpen .....	18
Figuur 6: Meetplaats AT30 in Antwerpen .....	19
Figuur 7: Meetplaats AT31 in Antwerpen .....	19
Figuur 8: Meetplaats GN27 in Gent.....	20
Figuur 9: Meetplaats R701 in Gent .....	20
Figuur 10: Meetplaats GN29 in Gent.....	21
Figuur 11: Meetplaats BB25 in Brugge .....	21
Figuur 12: Meetplaats BB26 in Brugge .....	22
Figuur 13: Meetplaats BB27 in Brugge .....	22
Figuur 14: Meetplaats OS08 in Oostende .....	23
Figuur 15: Meetplaats OS09 in Oostende .....	23
Figuur 16: Meetplaats OS10 in Oostende .....	24
Figuur 17: Ligging van de 3 meetplaatsen in Antwerpen .....	25
Figuur 18: Ligging van de 3 meetplaatsen in Gent .....	26
Figuur 19: Ligging van de 3 meetplaatsen in Brugge.....	27
Figuur 20: Ligging van de 3 meetplaatsen in Oostende.....	28
Figuur 21: Leckel SEQ 47/50, het referentietoestel voor de bemonstering van PM <sub>10</sub> .....	29
Figuur 22: Handschoenkast waarin de wegingen gebeuren .....	31
Figuur 23: Levoglucosan .....	34
Figuur 24: Overzicht van de weerkundige data van alle meetdagen .....	36
Figuur 25: Histogram van het aantal dagen per windsector.....	37
Figuur 26: Jaarverloop van netto PM <sub>10</sub> voor alle stations .....	38
Figuur 27: Boxplot van netto PM <sub>10</sub> voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	39
Figuur 28: Jaarverloop van elementaire koolstof (EC) voor alle stations.....	40
Figuur 29: Boxplot van elementaire koolstof (EC) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	40
Figuur 30: Jaarverloop van organische koolstof (OC) voor alle stations .....	41
Figuur 31: Boxplot van organische koolstof (OC) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	42
Figuur 32: Jaarverloop van levoglucosan voor de achtergrondplaatsen .....	43
Figuur 33: Boxplot van levoglucosan voor de achtergrondplaatsen (µg/m <sup>3</sup> ).....	43
Figuur 34: Jaarverloop van nitraat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) voor alle stations .....	44
Figuur 35: Boxplot van nitraat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	45
Figuur 36: Jaarverloop van chloride (Cl <sup>-</sup> ) voor alle stations .....	46
Figuur 37: Boxplot van chloride (Cl <sup>-</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ) .....	46
Figuur 38: Jaarverloop van sulfaat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) voor alle stations.....	47
Figuur 39: Boxplot van sulfaat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	48
Figuur 40: Jaarverloop van natrium (Na <sup>+</sup> ) voor alle stations.....	49
Figuur 41: Boxplot van natrium (Na <sup>+</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ) .....	49
Figuur 42: Jaarverloop van ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) voor alle stations .....	50
Figuur 43: Boxplot van ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ) .....	51
Figuur 44: Jaarverloop van kalium (K <sup>+</sup> ) voor alle stations.....	52
Figuur 45: Boxplot van kalium (K <sup>+</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	52
Figuur 46: Jaarverloop van magnesium (Mg <sup>2+</sup> ) voor alle stations.....	53
Figuur 47: Boxplot van magnesium (Mg <sup>2+</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	54
Figuur 48: Jaarverloop van calcium (Ca <sup>2+</sup> ) voor alle stations .....	55
Figuur 49: Boxplot van calcium (Ca <sup>2+</sup> ) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	55
Figuur 50: Jaarverloop van aluminium (Al) voor alle stations .....	56
Figuur 51: Boxplot van aluminium (Al) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ) .....	57
Figuur 52: Jaarverloop van arseen (As) voor alle stations.....	58
Figuur 53: Boxplot van arseen (As) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	58
Figuur 54: Jaarverloop van barium (Ba) voor alle stations.....	59
Figuur 55: Boxplot van barium (Ba) voor alle stations (µg/m <sup>3</sup> ).....	60
Figuur 56: Jaarverloop van calcium (Ca) voor alle stations .....	61

Figuur 57: Boxplot van calcium (Ca) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	62
Figuur 58: Jaarverloop van cadmium (Cd) voor alle stations .....	63
Figuur 59: Boxplot van cadmium (Cd) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	63
Figuur 60: Jaarverloop van chroom (Cr) voor alle stations .....	64
Figuur 61: Boxplot van chroom (Cr) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	65
Figuur 62: Jaarverloop van koper (Cu) voor alle stations .....	66
Figuur 63: Boxplots van koper (Cu) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	66
Figuur 64: Jaarverloop van ijzer (Fe) voor alle stations .....	67
Figuur 65: Boxplot van ijzer (Fe) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	68
Figuur 66: Jaarverloop van kalium (K) voor alle stations .....	69
Figuur 67: Boxplot van kalium (K) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	69
Figuur 68: Jaarverloop van mangaan (Mn) voor alle stations .....	70
Figuur 69: Boxplot van mangaan (Mn) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	71
Figuur 70: Jaarverloop van molybdeen (Mo) voor alle stations .....	72
Figuur 71: Boxplot van molybdeen (Mo) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	72
Figuur 72: Jaarverloop van nikkel (Ni) voor alle stations .....	73
Figuur 73: Boxplot van nikkel (Ni) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	74
Figuur 74: Jaarverloop van lood (Pb) voor alle stations .....	75
Figuur 75: Boxplot van lood (Pb) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	75
Figuur 76: Jaarverloop van antimoon (Sb) voor alle stations .....	76
Figuur 77: Boxplot van antimoon (Sb) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	77
Figuur 78: Jaarverloop van titaan (Ti) voor alle stations .....	78
Figuur 79: Boxplot van titaan (Ti) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	78
Figuur 80: Jaarverloop van vanadium (V) voor alle stations .....	79
Figuur 81: Boxplot van vanadium (V) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	80
Figuur 82: Jaarverloop van zink (Zn) voor alle stations .....	81
Figuur 83: Boxplot van zink (Zn) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	81
Figuur 84: Verhouding van de gemiddelde concentraties van PM <sub>10</sub> , EC/OC en ionen per meetplaats, ten opzichte van het laagste gemiddelde .....	83
Figuur 85: Verhouding van de gemiddelde concentraties van elementen per meetplaats, ten opzichte van het laagste gemiddelde .....	84
Figuur 86: Gemiddeld aandeel van de hoofdcomponenten in PM <sub>10</sub> voor alle meetplaatsen .....	86
Figuur 87: Gemiddelde samenstelling van PM <sub>10</sub> voor het volledige project .....	87
Figuur 88: Lokale bijdrage aan PM <sub>10</sub> voor de invalswegen en street canyons (= verschil met achtergrond) .....	89
Figuur 89: Gemiddelde samenstelling van fijn stof per type meetplaats .....	90
Figuur 90: Gemiddelde samenstelling van de 4 Chemkar projecten .....	91
Figuur 91: Verloop van de gemiddelde samenstelling per meetdag .....	92
Figuur 92: Verloop van de relatieve samenstelling per meetdag .....	93
Figuur 93: Effect van neerslag op de samenstelling van PM <sub>10</sub> (categorien: 0 mm, 0-2 mm, >2mm) .	94
Figuur 94: Effect van temperatuur op de samenstelling van PM <sub>10</sub> .....	95
Figuur 95: Effect van windsnelheid op de samenstelling van PM <sub>10</sub> .....	96
Figuur 96: Effect van de windrichting op de samenstelling van PM <sub>10</sub> .....	97
Figuur 97: Effect van de windrichting op de bijdrage van EC per meetplaats .....	98
Figuur 98: Effect van de windrichting op de bijdrage van mineraal stof per meetplaats .....	99
Figuur 99: Gemiddelde relatieve samenstelling van PM <sub>10</sub> op de dagen met de laagste en hoogste concentraties .....	100
Figuur 100: Backward trajectories voor de 5 dagen met laagste PM <sub>10</sub> -concentraties .....	101
Figuur 101: Backward trajectories voor de 5 dagen met hoogste PM <sub>10</sub> -concentraties .....	102
Figuur 102: 90% percentiel van de PM <sub>10</sub> -concentraties op alle meetplaatsen .....	103
Figuur 103: Lokale bijdrage voor EC, organische massa en mineraal stof voor de invalswegen en de street canyons .....	104
Figuur 104: Relatieve bijdrage in de lokale toename voor EC, organische massa en mineraal stof voor de invalswegen en de street canyons .....	104
Figuur 105: Relatieve aandeel van mineraal stof, EC en organische massa in de lokale bijdrage ....	105
Figuur 106: Absolute en relatieve bijdrage van houtverbranding aan PM <sub>10</sub> en organische massa in PM <sub>10</sub> per maand .....	106
Figuur 107: Bijdrage van houtverbranding tijdens zomer- en wintermaanden voor de 4 meetplaatsen. (zomer = apr – sep, winter = okt – maa) .....	106
Figuur 108: Jaargemiddelde bijdrage van houtverbranding aan organische massa per meetplaats .	107

Figuur 109: Scatterplot van de bijdrage van houtverbranding in functie van de totale PM <sub>10</sub> -concentratie (µg/m <sup>3</sup> ) .....	108
Figuur 110: Bijdrage van houtverbranding op dagen onder/boven de PM <sub>10</sub> -daggrenswaarde (µg/m <sup>3</sup> ) .....	108
Figuur 111: Zeezoutbijdrage in functie van de afstand tot de zee .....	111
Figuur 112: Gemiddelde bodemaanrijdingsfactoren voor de gemeten elementen .....	112
Figuur 113: Relatief aandeel van de gemeten ionen, uitgedrukt in molaire equivalenten .....	114
Figuur 114: Relatief aandeel van ammonium, nitraat en sulfaat (per dag en plaats) in functie van hun som van molaire equivalenten .....	115
Figuur 115: Relatief aandeel van ammonium, nitraat en sulfaat (per dag) in volgorde van laagste tot hoogste som van hun molaire equivalenten .....	115

## TABELLEN

---

Tabel 1: Overzicht van de 12 meetplaatsen .....	3
Tabel 2: Overzicht van de 12 meetplaatsen .....	18
Tabel 3: Eigenschappen en instellingen van de gebruikte sampler .....	29
Tabel 4: Overzicht van de gebruikte analysemethoden .....	30
Tabel 5: Medianen van de veldblanco's .....	32
Tabel 6: Vergelijking van enkele weerkundige parameters voor de drie Chemkar projecten .....	37
Tabel 7: Gemiddelden van PM <sub>10</sub> , EC/OC en ionen voor alle stations .....	82
Tabel 8: Gemiddelden van de bepaalde elementen voor alle stations .....	84
Tabel 9: Gemiddeld aandeel van de hoofdcomponenten in PM <sub>10</sub> voor alle stations .....	85
Tabel 10: Gemiddeld relatief aandeel (in %) van de hoofdcomponenten in PM <sub>10</sub> voor alle stations ....	86
Tabel 11: Gemiddelde samenstelling per type meetplaats en lokale bijdrage bij de invalsweg en straat canyon .....	89
Tabel 12: Minimale en maximale bijdrage (absoluut en relatief) van de verschillende componenten over alle meetdagen .....	92
Tabel 13: Bijdrage van zeezout aan gemiddelde en overschrijdingsdagen .....	110
Tabel 14: Bodemaanrijdingsfactoren (ten opzichte van Al) voor de verschillende elementen op basis van de medianen .....	112
Tabel 15: Ionaire samenstelling van PM <sub>10</sub> uitgedrukt in molaire equivalenten (neq/m <sup>3</sup> ) .....	113



### **LIFE+ project ATMOSYS**

*De EC en PM<sub>10</sub>-metingen uit deze studie kaderen in het LIFE+ project Atmosys.*

*Samen met de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) heeft de Vlaamse Milieumaatschappij het ATMOSYS project opgezet. Het doel van dit project is het ontwikkelen, evalueren en demonstreren van een geavanceerd en uitgebreid systeem van luchtkwaliteitsmodellen en het opzetten van een internetplatform. Dit platform wordt eerst toegepast op Vlaanderen en kan later gebruikt worden door beleidsmakers voor hotspotgebieden in heel Europa.*

*Het door de VITO ontwikkelde 3D luchtkwaliteitmodel AURORA vormt de basis van dit project en wordt aangevuld met resultaten op hogere resolutie bij gewestwegen met het model IFDM en detailresultaten in een stadsomgeving met het model ENVI-Met. De modelresultaten zullen berekend worden op een 3x3 km<sup>2</sup> grid voor heel Vlaanderen met een zoom op een 1x1 km<sup>2</sup> grid voor de Antwerpse agglomeratie.*

*Het finale modellensysteem zal toelaten om voorspellingen van de luchtkwaliteit voor een aantal opeenvolgende dagen uit te werken, alsook de luchtkwaliteit van het voorbije jaar te analyseren. Bij de modellering zal bijzondere aandacht besteed worden aan elementaire koolstof (EC). Hiermee gepaard zal een geografisch gespreide emissie-inventaris voor EC worden uitgebouwd voor Vlaanderen om de emissiebijdragen van de verschillende sectoren zo goed mogelijk in de schatten, deze vormen immers de input van de modellen.*

*Voor de evaluatie van deze nieuwe luchtkwaliteitsmodellen zullen ook bijkomende metingen in steden en nabij drukke verkeerswegen uitgevoerd worden, als aanvulling op de (bestaande) meetgegevens van het al uitgebreide telemetrische netwerk van de VMM. Naast de concentratie van elementaire koolstof (EC) zal ook de concentratie van stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>) en fijn stof (PM<sub>10</sub>) bepaald worden, evenals de samenstelling van fijn stof.*

*Het ATMOSYS project wordt financieel ondersteund via het Life+ programma van de Europese Commissie. Meer informatie over het project kan gevonden worden op de website <http://atmosys.eu/>.*

### **AFKORTINGEN:**

---

EC: elementaire koolstof

OC: organische koolstof

OM: organische massa

TOT: thermo-optische transmissie

IC: ionenchromatografie

ICP-MS: inductief gekoppeld plasma massaspectrometrie

ICP-OES: inductief gekoppeld plasma optische emissie spectrometrie

GC/MS: gaschromatografie - massaspectrometrie

gem. : gemiddelde

med. : mediaan

c.i.o.g. : confidentie-interval op het gemiddelde

P90: 90% percentiel

nss: niet-zeezout

# 1 Inleiding

De afgelopen jaren krijgt fijn stof (PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>)<sup>1</sup> in omgevingslucht steeds meer aandacht. Dit is enerzijds te wijten aan de daling van de concentraties van andere vervuilende stoffen (SO<sub>2</sub>, dioxines, zware metalen, ...) en anderzijds aan de toegenomen kennis in verband met de nadelige effecten van fijn stof. Op tal van plaatsen in Europa, en met name in Vlaanderen, zijn de concentraties soms nog hoger dan de Europese **grenswaarden voor het beschermen van de volksgezondheid**. Bij een levenslange blootstelling aan de huidige stofconcentraties zou een inwoner van Vlaanderen gemiddeld iets meer dan één gezond levensjaar verliezen<sup>2</sup>. Dit maakt fijn stof momenteel het belangrijkste gezondheidsprobleem op het vlak van milieuverontreiniging.

Omdat de aandacht voor het fijnstofprobleem een vrij recent fenomeen is, staat de kennis in verband met deze vervuilende stof op veel vlakken nog in zijn kinderschoenen. Toch zijn er aanwijzingen dat de **samenstelling** van het stof een belangrijk effect heeft op de veroorzaakte schade. Het bepalen van de samenstelling van fijn stof gebeurt om verschillende redenen:

- In eerste instantie leert de samenstelling ons iets over het ontstaan van fijn stof. Deze informatie kunnen we gebruiken bij het **identificeren van bronnen**.
- Verder kan het helpen om een onderscheid te maken tussen **natuurlijk en door de mens gemaakt** stof en tussen **primair** (rechtstreeks uitgestoten) en **secundair** stof (dat achteraf ontstaat uit gassen).
- De medische wereld vraagt ook meer gegevens over de exacte samenstelling van fijn stof. Enkel wanneer er genoeg gegevens zijn, kan men in **gezondheidsstudies** verbanden onderzoeken tussen de verschillende bestanddelen en hun schadelijke effecten.
- Het meten van de samenstelling is van groot belang voor het **verbeteren van luchtkwaliteitsmodellen**. Verschillende modellen berekenen de totale fijnstofconcentraties namelijk door de som te maken van de gemodelleerde concentraties van de verschillende bestanddelen.
- Tot slot is het niet uitgesloten dat er in de toekomst ook **streef- en/of grenswaarden voor bepaalde bestanddelen van PM<sub>10</sub>** zullen komen, bijvoorbeeld voor EC. Een goede kennis van de niveaus en de trends van deze bestanddelen is hierbij van groot belang.

In drie vorige studies voerde VMM al chemische karakterisering van PM<sub>10</sub>-stof in Vlaanderen uit. Het eerste onderzoek<sup>3</sup> diende om een algemeen beeld te krijgen. Het tweede onderzoek<sup>4</sup> richtte zich specifiek naar enkele hotspots in Vlaanderen. In de derde studie<sup>5</sup> onderzocht de VMM enerzijds de bijdrage van fijn stof afkomstig van houtverbranding en anderzijds de samenstelling van fijn stof op 4 locaties in de provincie Antwerpen.

In deze vierde studie gaat de aandacht specifiek naar de **situatie in steden**. In Antwerpen, Gent, Brugge en Oostende onderzocht de VMM telkens de verschillen in samenstelling tussen een **achtergrondlocatie, een invalsweg en een straat canyon**. Op basis van de onderlinge verschillen kunnen we leren hoe groot de lokale bijdrage is en waaruit ze bestaat.

Op dezelfde plaatsen deed de VMM ook NO<sub>2</sub>-metingen met passieve samplers. Deze resultaten zijn beschikbaar in een ander rapport<sup>6</sup>.

<sup>1</sup> PM: particulate matter, PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub> zijn zwevende deeltjes kleiner dan 10 µm en 2,5 µm

<sup>2</sup> Buekers J., Torfs R., Deutsch F., Lefebvre W., Bossuyt M. (2012), Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187

<sup>3</sup> VMM (2009), Chemkar PM<sub>10</sub>: Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen, 2006-2007

<sup>4</sup> VMM (2010), Chemkar PM<sub>10</sub> 'hotspots': Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen, 2008-2009

<sup>5</sup> VMM (2011), Chemkar PM<sub>10</sub>, Chemische karakterisering van fijn stof in Vlaanderen, 2010

<sup>6</sup> VMM (2013), Life+ ATMOSYS: NO<sub>2</sub> stedencampagne

## 2 Projectbeschrijving

### 2.1 Inleiding en doel

Dit eerste hoofdstuk beschrijft de praktische opzet van het project. Het bevat ondermeer een beschrijving en foto's van de meetplaatsen, de gebruikte toestellen en de uitgevoerde chemische analyses. Het hoofdstuk eindigt met een bespreking van de weerkundige omstandigheden tijdens het project.

### 2.2 Meetplaatsen

De VMM voerde tijdens deze studie onderzoek naar PM<sub>10</sub> in 4 steden: Oostende, Brugge, Gent en Antwerpen. In elke stad waren er telkens 3 types meetplaatsen:

Tabel 2: Overzicht van de 12 meetplaatsen

	Invalsweg	Achtergrond	Street canyon
Antwerpen	AT29	AT30	AT31
Gent	GN27	R701	GN29
Brugge	BB25	BB26	BB27
Oostende	OS08	OS09	OS10

Met een street canyon bedoelen we een relatief drukke straat met aan beide zijden vrij hoge aaneengesloten bebouwing.

#### 2.2.1 Antwerpen – invalsweg (AT29)

Meetplaats AT29 ligt vlak langs de Desguinlei (Binnensingel) in het zuidwesten van Antwerpen. Ongeveer 150 meter ten zuiden van de meetplaats loopt de Antwerpse Ring (R1).



Figuur 5: Meetplaats AT29 in Antwerpen



### 2.2.2 Antwerpen – achtergrond (AT30)

Meetplaats AT30 ligt in de afgesloten binnentuin van woon- en zorgcentrum Sint-Camillus in de Lokkaardstraat. Deze straat ligt ook in het zuidwesten van Antwerpen. In vogelvlucht ligt de meetplaats op een 700-tal meter van meetplaats AT29.



Figuur 6: Meetplaats AT30 in Antwerpen

### 2.2.3 Antwerpen – street canyon (AT31)

Deze meetplaats ligt bij het kerkgebouw in de Provinciestraat in het centrum van Antwerpen.



Figuur 7: Meetplaats AT31 in Antwerpen



### 2.2.4 Gent – invalsweg (GN27)

Deze meetplaats ligt langs de Brusselse Steenweg in Gentbrugge, op een 300-tal meter van het E17-viaduct.



*Figuur 8: Meeplaats GN27 in Gent*

### 2.2.5 Gent – achtergrond (R701)

Deze meetplaats maakt deel uit van het vaste meetnet van de VMM. Het meetstation ligt in het Baudelopark in het noordoosten van de binnenstad, op een 700-tal meter van de Dampoort.



*Figuur 9: Meetplaats R701 in Gent*



### 2.2.6 Gent – street canyon (GN29)

Deze meetplaats ligt in de Antwerpse Steenweg in Sint-Amandsberg, op een 500-tal meter van de Dampoort.



Figuur 10: Meetplaats GN29 in Gent

### 2.2.7 Brugge – invalsweg (BB25)

Deze meetplaats ligt langs de Expresweg (E403) in het zuidwesten van Brugge, op een 100-tal meter van de Velodroomstraat.



Figuur 11: Meetplaats BB25 in Brugge



### 2.2.8 Brugge – achtergrond (BB26)

De meetplaats ligt in een binnentuin nabij de Jacobinessenstraat in het zuiden van de Brugse binnenstad.



Figuur 12: Meetplaats BB26 in Brugge

### 2.2.9 Brugge – street canyon (BB27)

De meetplaats ligt in de Noordzandstraat in het centrum van Brugge, op een 200-tal meter van 't Zand.



Figuur 13: Meetplaats BB27 in Brugge



### 2.2.10 Oostende – invalsweg (OS08)

De meetplaats ligt langs de Elisabethlaan in de tuin van het woonzorgcentrum 'A. Lacourt'.



*Figuur 14: Meetplaats OS08 in Oostende*

### 2.2.11 Oostende – achtergrond (OS09)

De meetplaats ligt in het Maria Hendrikapark op het terrein van de groendienst van de stad Oostende.



*Figuur 15: Meetplaats OS09 in Oostende*

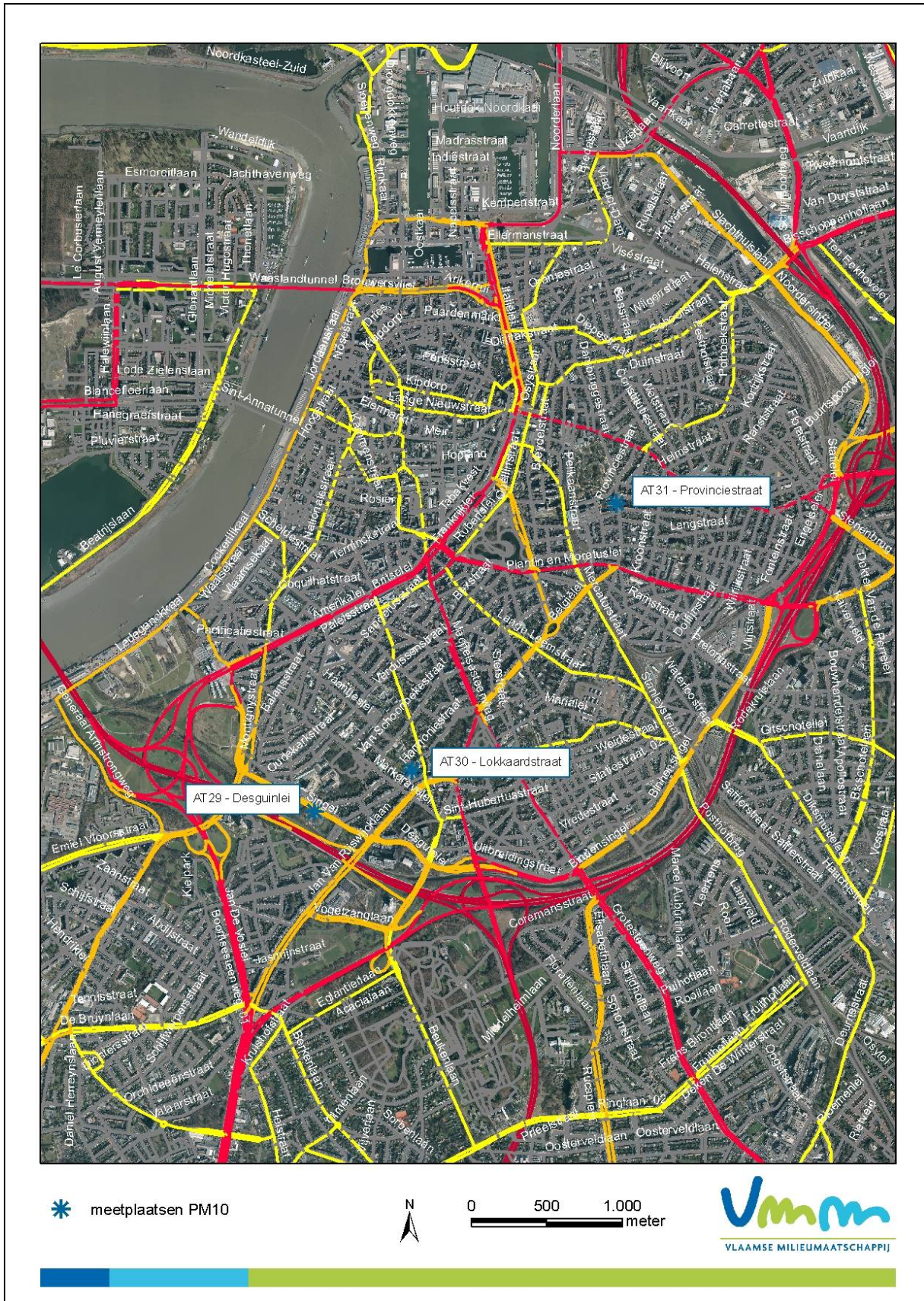
### 2.2.12 Oostende – street canyon (OS10)

De meetplaats ligt in de Alfons Pieterslaan, op een 200-tal meter van het kruispunt met de Leopold II-laan.



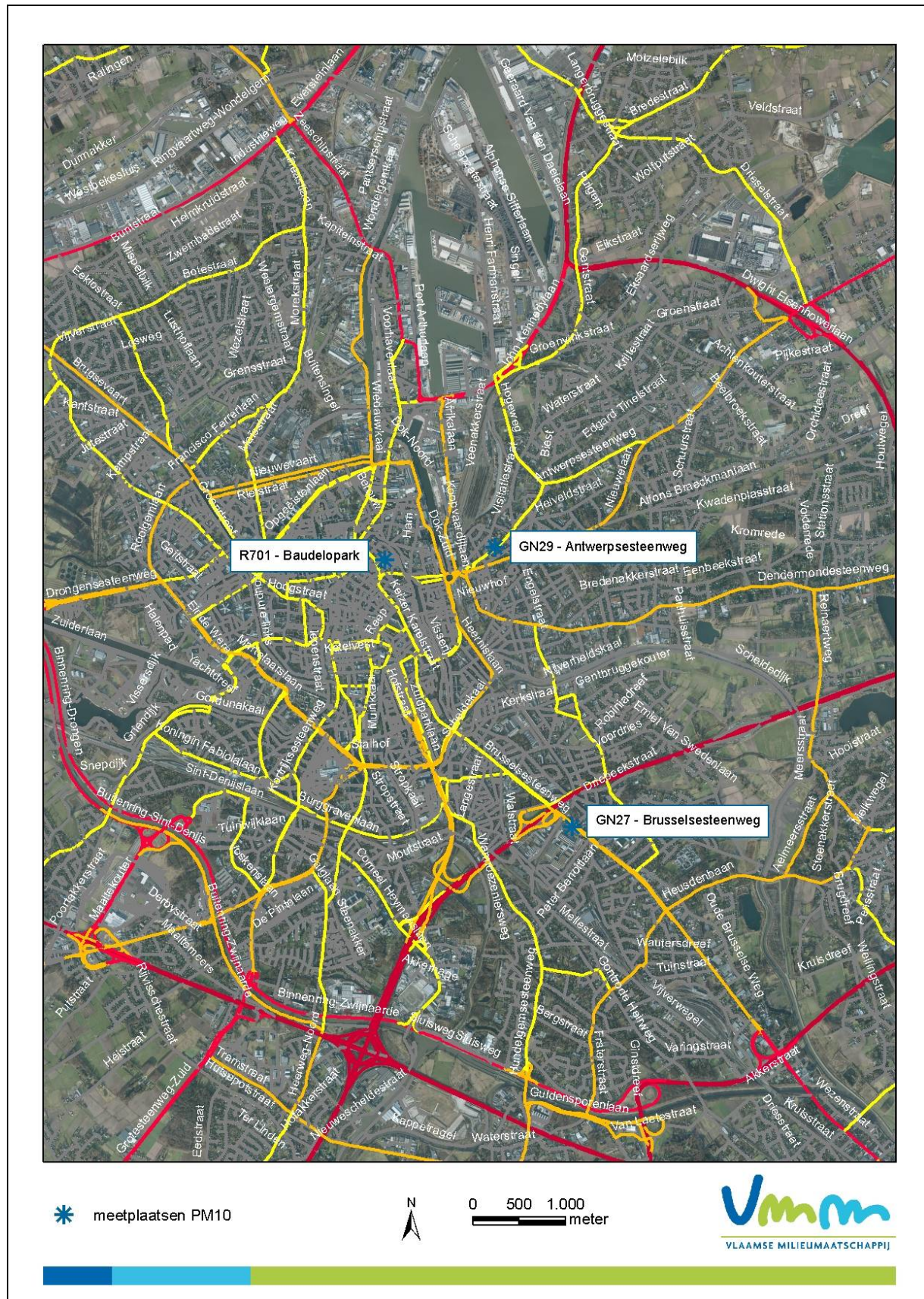
*Figuur 16: Meetplaats OS10 in Oostende*





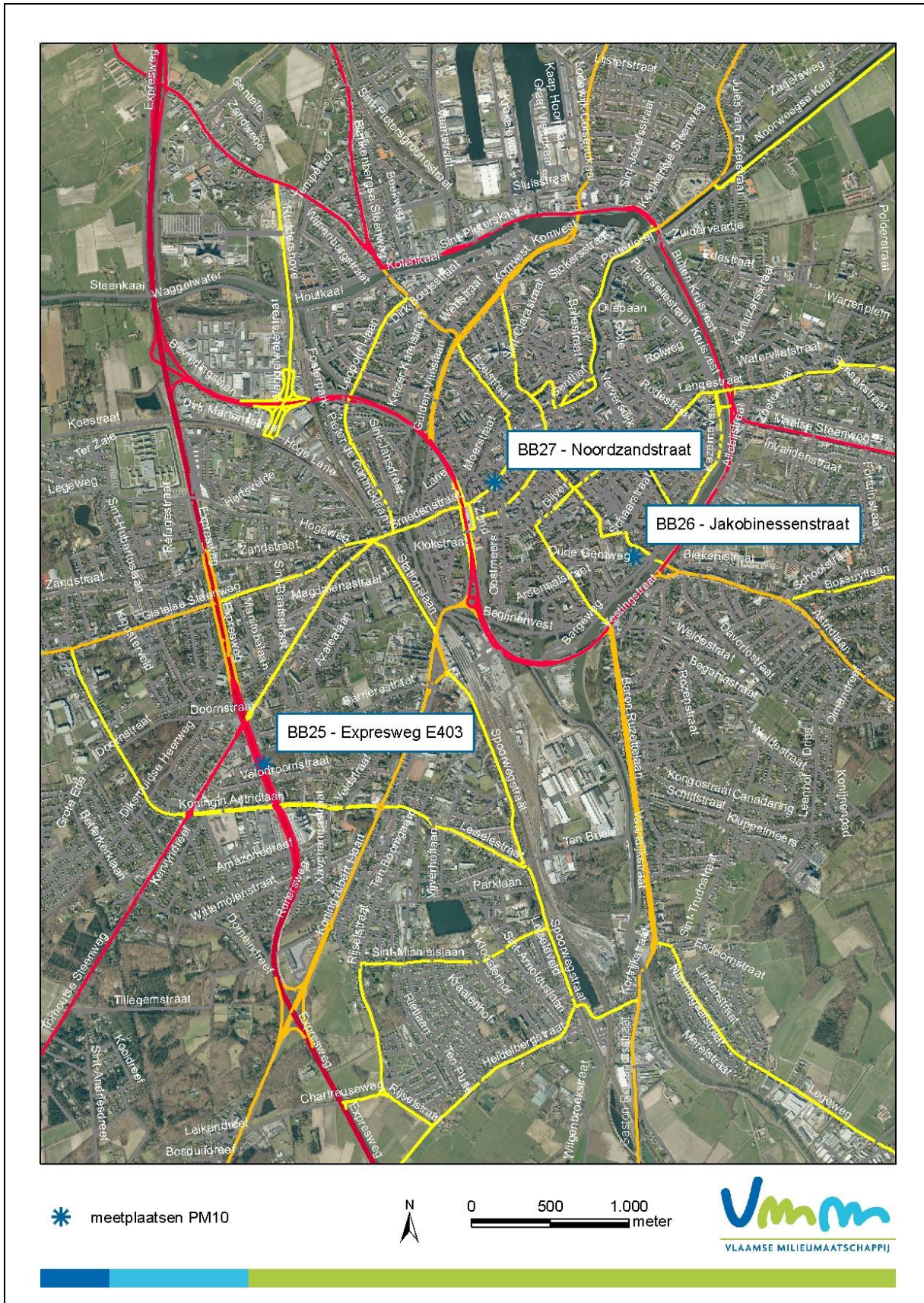
Figuur 17: Ligging van de 3 meetplaatsen in Antwerpen





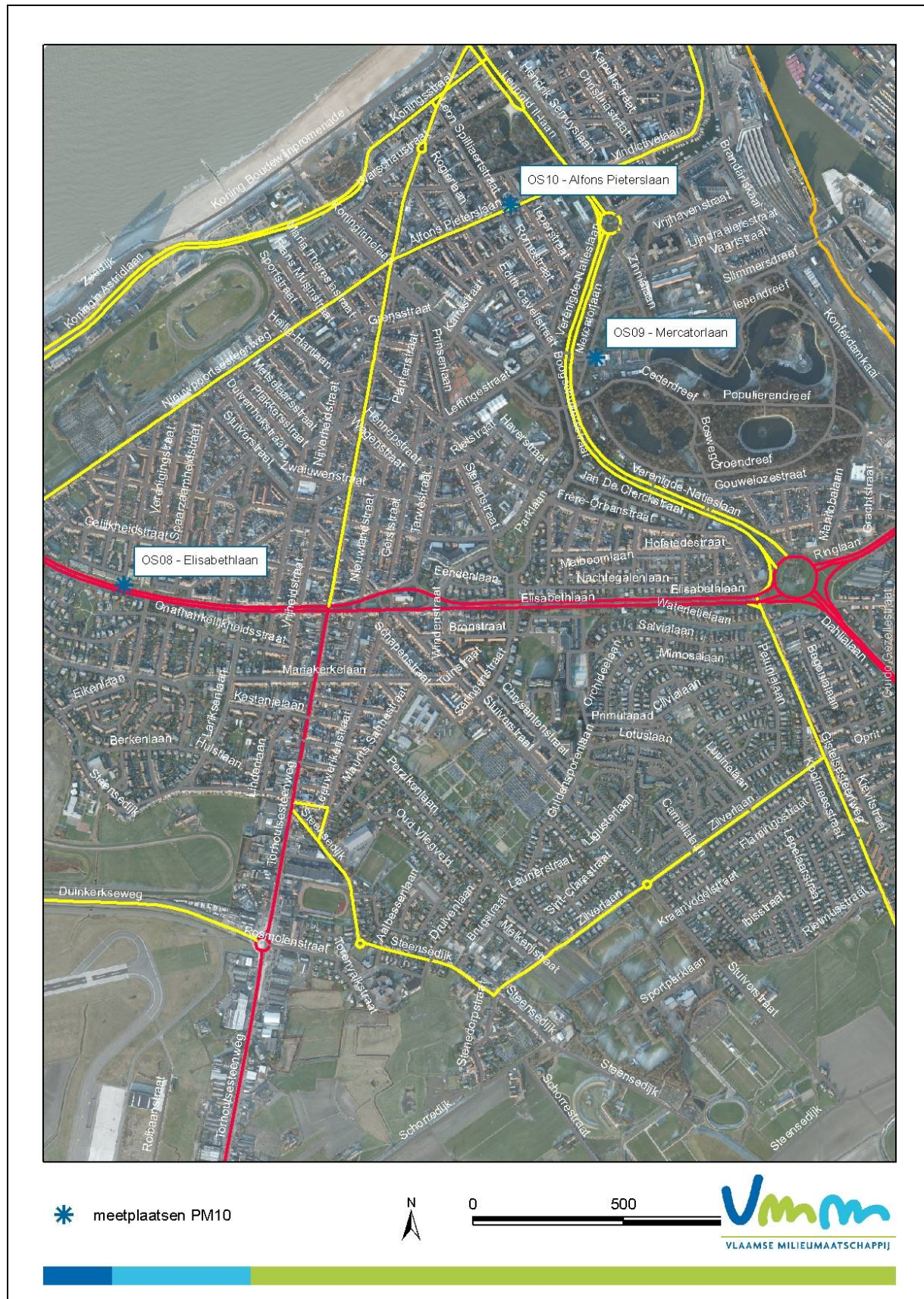
Figuur 18: Ligging van de 3 meetplaatsen in Gent





Figuur 19: Ligging van de 3 meetplaatsen in Brugge





Figuur 20: Ligging van de 3 meetplaatsen in Oostende



## 2.3 Bemonstering

### 2.3.1 Tijd en frequentie

Van 30 juni 2011 tot en met 2 juli 2012 voerde VMM elke 4de dag simultane bemonstering uit op alle meetplaatsen. Er waren dus 93 monsternemingen per meetplaats.

### 2.3.2 Toestel en filter

De bemonstering op filters gebeurde op alle meetplaatsen met een Leckel SEQ47/50 (zie Figuur 21). Op dagen dat het toestel niet bemonsterde, werden 'dummy' filters in het toestel geplaatst zodat de pomp kon blijven werken. Het vervangen van de sets van filters gebeurde om de twee weken.

*Tabel 3: Eigenschappen en instellingen van de gebruikte sampler*

<b>Leckel SEQ 47/50</b>	
debiet	2,3 m <sup>3</sup> /u
filter	kwartsvezelfilter (Pall Tissuquartz 2500 QAT-UP)
filterdiameter	47mm
capaciteit (# filters)	16
bemonsteringstijd	24u
inlaatkop	PM <sub>10</sub> (EU-type)



*Figuur 21: Leckel SEQ 47/50, het referentietoestel voor de bemonstering van PM<sub>10</sub>*

De VMM koos bewust voor één campagne verspreid over een heel jaar in plaats van enkele korte, dag-op-dag campagnes. Korte campagnes zijn praktisch wel eenvoudiger maar uit vorige fijnstofstudies bleek dat de resultaten vaak minder 'robuust' zijn. Bij korte, geconcentreerde campagnes is de kans veel groter dat het weer een grote stempel drukt op de resultaten en zo leidt tot een moeilijke, of soms zelfs foutieve, interpretatie. Langere campagnes laten daarentegen zelfs toe om het effect van het weer beter te onderzoeken. Daarnaast kan men ook verwachten dat bepaalde

bronnen niet constant uitstoten over een heel jaar. Dit is dus een extra reden om dit soort onderzoek niet uit te voeren aan de hand van enkele korte campagnes.

### 2.3.2.1 Blanco filters

In de loop van het project werden op elke meetplaats meerdere blanco filters blootgesteld. Deze filters zaten telkens gedurende twee weken in de koker van de bemonsterde filters. De blancocorrectie komt in het volgende hoofdstuk aan bod.

## 2.4 Analyse en dataverwerking

### 2.4.1 Analysemethoden

Tabel 4 geeft een overzicht van de analysemethoden. De betekenis van de afkortingen is vooraan in dit rapport te vinden in de lijst met afkortingen.

De analyse van levoglucosan is een vrij grote kost binnen het project. De VMM koos er daarom voor om deze analyses enkel te laten uitvoeren op de achtergrondmeetplaatsen. Uit de vorige studie bleek namelijk al dat houtverbranding vooral een regionaal fenomeen is met enkele zeer lokale verhogingen. Omdat we deze verhogingen niet verwachten in street canyons of bij invalswegen, beperkten we ons dus tot de 4 achtergrondlocaties.

*Tabel 4: Overzicht van de gebruikte analysemethoden*

Component	Analysemethode
Levoglucosan	GC/MS na derivatisatie <sup>7</sup>
EC/OC	TOT met NIOSH2 protocol
Wateroplosbare ionen	IC en ICP-OES na waterige extractie
Elementen	ICP-MS en ICP-OES na zure destructie

### 2.4.2 Bepaling van de totale fijnstofmassa

De VMM hanteerde zijn standaardmethode voor de bepaling van de totale massa PM<sub>10</sub>- en PM<sub>2,5</sub>-stof. Hierbij volgen we voor PM<sub>10</sub> ook de strengere EU-standaard voor PM<sub>2,5</sub> (EN14907).

#### 2.4.2.1 Filters

Tijdens dit project gebruikten we slechts één type filter, namelijk Pall Tissuquartz 2500 QAT-UP. Dit is een "ultra pure" kwartsvezelfilter die wordt voorgebakken door de fabrikant om onzuiverheden te verwijderen.

#### 2.4.2.2 Voorbehandeling en weging

Uit diverse bronnen blijkt dat de Pall filters, in tegenstelling tot bijvoorbeeld Whatman QM-A filters, geen specifieke voorbehandeling, zoals vooraf verhitten, nodig hebben.

De weging gebeurt in een handschoenkast (Figuur 22) met een Sartorius M5P balans en bestaat uit de volgende stappen:

<sup>7</sup> Pashynska et al., J. Mass Spectrom. 2002, 37, 1249-1257

1. De filters gaan in de handschoenkast die zich op 20°C en 50% relatieve vochtigheid bevindt;
2. De eerste weging gebeurt na minstens 48u conditioneren;
3. De tweede weging gebeurt minstens 24u na de eerste weging;
4. De filters gaan naar het veld voor de bemonstering;
5. identiek aan stap 1;
6. identiek aan stap 2;
7. identiek aan stap 3.

Het verschil tussen twee wegingen van de blanco filter (stap 2 en 3) mag maximaal 80 µg zijn. Tussen de twee wegingen van de bemonsterde filter (stap 6 en 7) mag het verschil maximaal 120 µg zijn. Indien het verschil groter is, gebeurt er een bijkomende weging.

Na de laatste weging splitsen we de filters op voor de verschillende analyses. Hierbij nemen we punches van 1,5 cm<sup>2</sup> uit de filters.



Figuur 22: Handschoenkast waarin de wegingen gebeuren

#### 2.4.2.3 Bewaring

De bewaring van de punches voor EC/OC en levoglucosan analyse gebeurde in de vriezer (bij -18°C). De delen die bestemd waren voor andere analyses gingen in de koelkast (bij 6°C).

#### 2.4.3 **Blanco resultaten**

Veldblanco's zijn filters die dezelfde weg afleggen als de bemonsterde filters, maar waar geen lucht door gaat. Ze zitten tijdens de bemonstering dus vooraf al in de koker met de bemonsterde filters. De concentraties in de veldblanco kunnen het gevolg zijn van:

- onzuiverheden in de blanco filters;
- onzuiverheden in de analysereagentia;
- adsorptie van gassen (bijvoorbeeld passieve adsorptie van organische gassen of water op de filtervezels).

Op basis van iets meer dan 100 veldblanco's, gespreid in tijd en plaats, berekenden we gemiddelden en medianen voor alle componenten. Voor de omzetting van blanco massa naar blanco concentratie gebruikten we het standaardvolume van 55,13 m<sup>3</sup>. Tabel 5 geeft de berekende waarden weer.

De correctie van de gemeten waarden gebeurde door aftrek van de 'mediaan' van de blancowaarden.

Tabel 5: Medianen van de veldblanco's

[µg/m <sup>3</sup> ]	PM <sub>10</sub>	EC	OC	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>
Med.	0,93	0,002	0,89	0,085	0,031	0,018	0,009	0,015	0,003	0,002	0,026
[ng/m <sup>3</sup> ]	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo
Med.	26	0,01	3	230	0,00	2	2	22	18	0,6	0,04
[ng/m <sup>3</sup> ]	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn	levoglucosan				
Med.	0,6	0,14	0,1	0,6	0,02	12	0,64				

Noot: De VMM (en de andere Europese netwerken) trekken geen blancowaarden af bij de normale rapportage van totale fijnstofconcentraties. De voornaamste reden hiervoor is dat dit niet voorzien is in de Europese PM standaard. Bovendien bestaat er ook nog een zekere twijfel of een 'passieve' blanco (waar dus geen lucht is doorgezogen) wel een juiste afspiegeling is van de effecten die er optreden bij een bemonsterde filter waar een vrij groot volume lucht door gaat. In deze studie trokken we de blanco's wel af om een duidelijker beeld te hebben van de 'netto' bijdragen van de verschillende bestanddelen en het belang van bepaalde bronnen.

#### 2.4.4 Omrekening van bepaalde ICP-MS resultaten

Hoewel de analyse met ICP-MS verschillende voordelen heeft, moet men bij de keuze van de destructiemethode wel een compromis maken. Ofwel kiest men voor een 'klassieke' destructie met salpeterzuur en peroxide, ofwel voor een meer 'extreme' destructie op basis van waterstoffluoride. In deze studie kozen we – net als bij de twee vorige projecten – voor de eerste optie omdat dit voor de meeste elementen veel lagere detectielimieten geeft. Het enige nadeel hierbij is dat bepaalde 'minerale' elementen zoals Al, Si en Ti niet 100% in oplossing gaan. Wanneer waterstoffluoride gebruikt wordt, gaan deze elementen wel volledig in oplossing maar stijgen de detectielimieten omdat er meer handelingen moeten uitgevoerd worden met minder zuivere reagentia. Verschillende bronnen vermelden typische opbrengsten van circa 70% voor Al, Si en Ti. Omdat deze elementen nodig zijn voor de berekening van mineraal stof, werd er daarom in die berekeningsformule (zie 2.5.2) een correctie toegepast. De individuele data per element zijn niet omgerekend.

#### 2.4.5 Datacontrole

Alle gegevens werden gecontroleerd op onrealistische uitbijters. Naast standaard statistische testen gebruikten we hiervoor ook ons eigen inzicht om in te schatten of uitbijters realistisch waren of niet. Dit is namelijk sterk afhankelijk van component tot component. Zware metalen vertonen bijvoorbeeld vaker extreme waarden dan secundaire anorganische ionen.

Soms ontbreken er gegevens in de dataset. Dit komt bijvoorbeeld voor na het verwerpen van een onrealistische uitbijter of een technisch probleem bij bemonstering of analyse. In deze gevallen vulden we de dataset aan met het gemiddelde van de andere stations op de betrokken dag vermenigvuldigd met een factor die de gemiddelde relatie weergaf op alle andere dagen. Als bijvoorbeeld bleek dat een meting op één plaats op alle andere dagen gemiddeld 10% onder het gemiddelde lag, dan voegden we die dag een meetwaarde toe die 10% minder was dan het gemiddelde van die dag. Deze manier van werken is belangrijk bij de verdere statistische analyse waar men zo weinig mogelijk verlies van bruikbare data wil hebben.

## 2.5 Berekening van verschillende fracties

De massabijdrage van enkele belangrijke fracties berekenen we met formules die op basis van één of meerdere elementen ('tracers') de massa van de betreffende fractie schatten. Er zijn verschillende formules gekend die soms tot verschillende resultaten kunnen leiden. Het volgende deel bevat enkel een korte duiding van deze materie. De in dit rapport gebruikte formules beschouwen we als de best mogelijke schatting op basis van de momenteel beschikbare informatie.

### 2.5.1 Organische massa (OM)

$$OM = 1,4 OC$$

Het vermenigvuldigen met 1,4 laat toe om het koolstofgehalte om te rekenen naar de totale hoeveelheid organische massa en brengt dus ook de aanwezigheid van ondermeer O-, N- en H-atomen in de organische moleculen in rekening.

De factor 1,4 is al vele jaren standaard bij dit soort analyses. Een meer recent onderzoek<sup>8</sup> stelt een factor van  $1,6 \pm 0,2$  voor bij stedelijk fijn stof en zelfs  $2,1 \pm 0,2$  bij stof van echte achtergrondplaatsen (deze laatste is echter zeker niet van toepassing voor een 'geïndustrialiseerde' regio als Vlaanderen). Het zou dus kunnen dat de OM bijdrage ietwat onderschat is. Anderzijds moeten we er wel op wijzen dat het gebruikte analyseprotocol doorgaans ietwat hogere OC waarden geeft (en lagere EC) vergeleken met andere methoden/technieken. Hierdoor kan een mogelijk onderschatting van de omrekeningsfactor (deels) gecompenseerd worden door een soort overschatting van OC. Tot er meer informatie beschikbaar is, lijkt het dus best om vast te houden aan de standaardfactor van 1,4 en de onzekerheid in het achterhoofd te houden.

### 2.5.2 Mineraal stof

Onderstaande formule berekent de totale hoeveelheid mineraal stof aan de hand van de concentraties van enkele van de meest voorkomende bodemelementen. De formule brengt onder andere de aanwezigheid van O-atomen in rekening voor de in de formule opgenomen elementen en andere atomen en moleculen zoals K, MgO, Na<sub>2</sub>O, H<sub>2</sub>O en CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>. De formule<sup>9</sup> is afkomstig van het gerenommeerde IMPROVE netwerk in de Verenigde Staten en kan men als de referentieformule beschouwen.

$$\text{Mineraal stof} = 2,2 \text{ Al}^\circ + 2,49 \text{ Si}^* + 1,63 \text{ Ca} + 2,42 \text{ Fe} + 1,94 \text{ Ti}^\circ$$

De formule blijft wel een benadering omdat de bodemsamenstelling kan variëren naar gelang de locatie waar het stof in de lucht terecht kwam. Daarnaast zijn de indicatorelementen niet altijd van zuiver bodemstof afkomstig. De definitie van mineraal stof en het hier berekende aandeel is daarom ook iets **ruimer dan zuiver bodemstof** dat afkomstig is van de aardkorst. De verbindingen die vrijkomen door slijtage van voertuigen en wegdek (oxiden, carbonaten,...) kunnen we met onze analyses niet onderscheiden van de mineralen van puur bodemstof.

In 2.4.4 gaven we al aan dat we de opbrengst van enkele elementen op circa 70% schatten bij de gebruikte analysemethode. Om hiervoor te corrigeren vermenigvuldigen we de concentraties van Al en Ti met een factor 1,43 (=  $0,70^{-1}$ ).

$$\text{Al}^\circ = 1,43 \text{ Al}$$

$$\text{Ti}^\circ = 1,43 \text{ Ti}$$

Uit het eerste Chemkar onderzoek bleek dat er een zeer goede correlatie was tussen Al en Si. Daarom besloten we om in dit werk enkel nog Al te bepalen op kwartsvezelfilters. Het schrappen van Si uit de analyselijst maakte het dus mogelijk om met slechts één type filter (en één toestel) te werken. Voor de bepaling van Si moet men namelijk met teflon filters werken omdat Si nu eenmaal één van de hoofdbestanddelen van kwarts is. De concentratie van Si leiden we af uit die van Al via onderstaande formule. De factor 3,42 geeft de typische (en vrij constante) verhouding weer tussen Si en Al in de aardkorst<sup>10</sup>.

$$\text{Si}^* = 3,42 \text{ Al}^\circ$$

### 2.5.3 Zeezout

$$\text{zeezout} = \text{Cl}^- + 1,45 \text{ Na}^+$$

<sup>8</sup> Turpin BJ and Lim HJ, Species Contributions to PM<sub>2.5</sub> Mass Concentrations: Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass, *Aerosol Science and Technology* 2001, Vol 35, 602-610

<sup>9</sup> [http://vista.cira.colostate.edu/improve/publications/graylit/023\\_SoilEquation/Soil\\_Eq\\_Evaluation.pdf](http://vista.cira.colostate.edu/improve/publications/graylit/023_SoilEquation/Soil_Eq_Evaluation.pdf)

<sup>10</sup> Taylor S.R., Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1964, 28, 1273-1285.

De formule voor de berekening van zeezout is gebaseerd op de vrij constante samenstelling van zeezout<sup>11</sup>. Ze berekent de totale hoeveelheid zeezout door middel van de concentratie van wateroplosbaar natrium en wateroplosbaar chloride. De factor 1,45 schat de aanwezigheid van alle andere ionen behalve Cl<sup>-</sup> (bijvoorbeeld SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Mg<sup>2+</sup>,...). De reden waarom Cl<sup>-</sup> apart wordt meegerekend is dat dit ion kan verdwijnen uit het fijn stof door reactie met gasvormig HNO<sub>3</sub> waarbij vast NaNO<sub>3</sub> en vluchtig HCl ontstaat. Zeezout waarbij een aanzienlijk deel van het chloride vervangen is door nitraat noemen we 'verouderd' zeezout.

In 6.5 gaan we dieper in op de bijdrage van zeezout aan PM<sub>10</sub>.

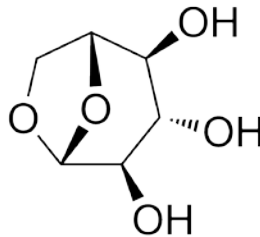
#### 2.5.4 Niet-zeezout-sulfaat

$$nssSO_4^{2-} = SO_4^{2-} - 0,231 Na^+$$

Hoewel we sulfaat vooral als een secundaire anorganische component beschouwen, is een klein deel ervan afkomstig uit zeezout. Om hiervoor te corrigeren gebruiken we de concentratie van Na<sup>+</sup>. In de praktijk bedraagt de zeezoutbijdrage aan sulfaat echter nooit meer dan enkele procenten.

#### 2.5.5 Bijdrage houtverbranding

De berekening van de bijdrage van houtverbranding aan organische massa of aan totaal fijn stof gebeurt doorgaans door middel van de concentratie levoglucosan (Figuur 23). Deze organische verbinding is een pyrolyseproduct van cellulose of zetmeel en vormt daardoor een goede tracer voor verbranding van biomassa.



Figuur 23: Levoglucosan

Na uitgebreid onderzoek in Oostenrijk<sup>12,13</sup> kwam men tot volgende formules:

$$OM \text{ (hout)} = 9,1 \text{ Levoglucosan}$$

$$PM \text{ (hout)} = 10,7 \text{ Levoglucosan}$$

De factor is iets hoger voor PM dan voor OM omdat er bij houtverbranding ook nog een klein deel niet-organische verbindingen vrijkomen zoals EC en bepaalde ionen en metalen. Uit de formule volgt dat dit deel op 15% wordt geschat.

Deze factoren vormen wel een gemiddelde dat kan variëren naar gelang het soort hout en de verbrandingsomstandigheden. De range van factoren voor de PM(hout)-berekeningen lagen in het Oostenrijkse onderzoek tussen 4,1 en 15,1. Dit brengt dus vanzelfsprekend een bepaalde onzekerheid met zich mee. Uit de concentratie van een andere organische tracer (mannosan) kon men informatie halen over de gemiddelde samenstelling van het hout. Een vergelijkbare analyse voor de data uit onze eigen studie gaf aan dat de gemiddelde samenstelling vergelijkbaar is met die in de Oostenrijkse studie. Dit doet vermoeden dat de omrekeningsfactoren ook toepasbaar zijn in Vlaanderen.

<sup>11</sup> Riley JP en Chester R, Introduction to Marine Chemistry, Academic Press, 1971, New York.

<sup>12</sup> C. Schmidl et al., Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods grown in mid-European Alpine regions, Atmospheric Environment 42 (2008) 126-141

<sup>13</sup> A. Caseiro et al., Wood burning impact on PM10 in three Austrian regions, Atmospheric Environment 43 (2009) 2186-2195

**Het meten van fijn stof volgens de EU standaardmethoden EN12341 en EN14907**

Tegenwoordig bestaan er verschillende technieken om op vrij geavanceerde, automatische wijze fijn stof in lucht te bepalen. De EU-standaardmethoden zijn echter nog steeds gebaseerd op een heel 'klassiek' principe: gedurende 24 uur wordt lucht door een vooraf gewogen filter gezogen aan een gekend debiet (2,3 m<sup>3</sup>/u). Uit de massatoename en het totale debiet berekent men dan de concentratie fijn stof in de lucht.

Ondanks de eenvoud van deze methode, blijken er toch enkele problemen te zijn. Vooral het feit dat een deel van de bemonsterde massa niet afkomstig is van inerte stofdeeltjes (bijvoorbeeld bodemstof), maar van semi-vluchtig materiaal (bijvoorbeeld water, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>,...) en geadsorbeerde gassen zorgt voor artefacten. De semi-vluchtige fractie gedraagt zich vaak op een vrij complexe manier en kan aanleiding geven tot aanzienlijke verschillen tussen varianten van de standaardmethode. Zo is vrij recent gebleken dat:

- De voorgeschreven conditioneringstijd (= 48 u) voor de filters bij de EU standaard onder bepaalde omstandigheden te kort is. Soms gaan filters op het veld nog extra water – en dus massa – opnemen.
- Verschillende merken van kwartsvezelfilter anders kunnen reageren en andere adsorptiekarakteristieken hebben (zodat de verschillen in gemeten massa soms kunnen oplopen tot circa 20%.)

Deze zaken zorgen voor een vrij grote onzekerheid op de waarden die men meet volgens de huidige EU-standaardmethode. Eigenlijk is er dus eerder sprake van een 'range' van – per definitie – juiste resultaten dan van één enkele referentiewaarde. De tekst van de referentiemethode geeft trouwens expliciet aan dat artefacten per definitie deel uitmaken van de methode. Het is evident dat een dergelijke situatie de vergelijking binnen en tussen lidstaten bemoeilijkt en ook het evalueren van trends in de tijd kan verstoren (wanneer een lidstaat bijvoorbeeld wisselt van filtertype of –merk voor de referentiemethode).

Momenteel werkt werkgroep CEN TC264/WG15 aan een nieuwe versie van de EU-standaardmethode die de beschreven problemen zo goed mogelijk moet aanpakken. Dit is geen eenvoudige opdracht omdat er moet gezocht worden naar een compromis tussen de wetenschappelijk beste methode (met de laagste onzekerheid) en de meest praktische methode met een breed draagvlak over de verschillende lidstaten.

Bij wetenschappelijk onderzoek neemt men meestal extra voorzorgen bij de bemonstering van fijn stof zoals het gebruik van denuders en/of back-up filters. Men doet dit om voor artefacten zoals absorptie van organische gassen, verliezen van ammoniumnitraat, enzovoort te corrigeren of om ze te voorkomen. De VMM paste dit soort technieken niet toe om twee redenen: enerzijds was het de bedoeling om de samenstelling van fijn stof bemonsterd volgens de referentiemethode te bepalen (waarvan de artefacten dus intrinsiek deel uitmaken) en anderzijds vragen deze voorzorgen heel wat extra inspanningen die voor de VMM praktisch zeer moeilijk uitvoerbaar zijn bij een project van deze schaal.

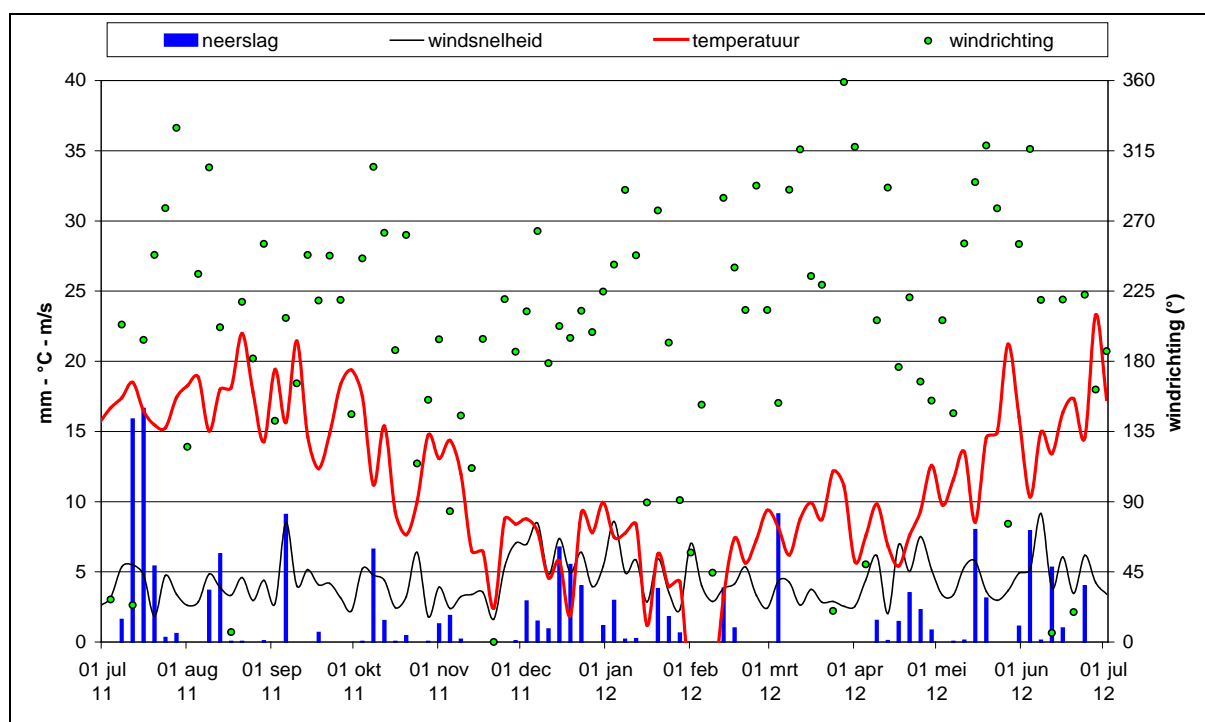
Tot slot moet de lezer er zich ook van bewust zijn dat deze artefacten zich ook voordeden en voordoen bij gezondheidstudies over fijn stof. De huidige grens- en richtwaarden, die deels vastgelegd zijn op basis van dergelijke studies, zijn dus ook gebaseerd op de referentiemethode, met al zijn artefacten en onzekerheden.

## 2.6 Weerkundige gegevens

### 2.6.1 Data van het huidige project

De interpretatie en data-analyse gebeurden voor alle stations met dezelfde meteorologische gegevens. Hiervoor gebruikten we de gemiddelde waarden van de VMM-meteostations in Houtem, Gent, Evergem, Roeselare en Antwerpen-Luchtbal. Het voordeel van deze aanpak is dat er voor elke meetplaats een volledige dataset beschikbaar is. Lokale verschillen in weersomstandigheden gaan hierdoor wel verloren, maar binnen een relatief kleine regio als Vlaanderen zijn de verschillen doorgaans toch klein. Sowieso beschikken we niet over meteorologische gegevens in de buurt van alle meetplaatsen.

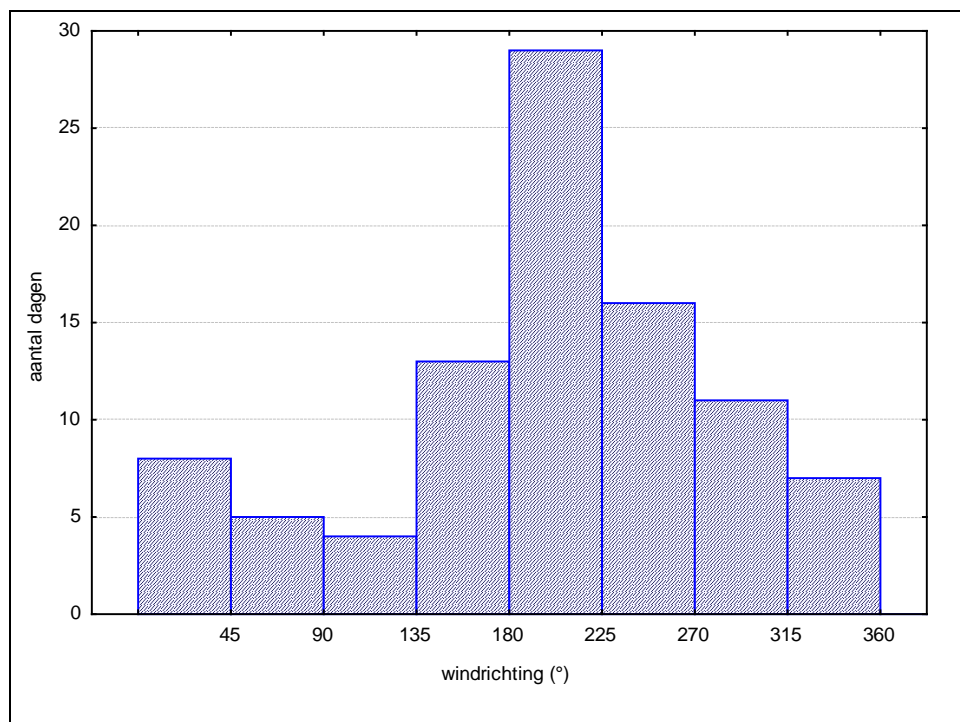
Een grafisch overzicht van de meteowaarden tijdens het project is te zien in Figuur 24.



Figuur 24: Overzicht van de weerkundige data van alle meetdagen

Figuur 25 toont het aantal dagen per windsector voor het volledige project. We zien dat de sector Z-ZW (180°-225°) veruit het meest voorkomt. In totaal kwam de wind voor twee derde van de tijd uit de westelijke helft en voor één derde uit de oostelijke helft. Dit is een vrij normale situatie voor Vlaanderen. We weten dat lucht van over de oceaan doorgaans erg gunstig is voor de luchtkwaliteit. Maritieme lucht bevat weinig fijn stof, zorgt voor veel verdunning en zorgt vaak voor regen die de vervuiling wegwast. Bij lucht van over het vasteland zien we net het tegenovergestelde. We kunnen dus stellen dat er **dubbel zoveel dagen zijn met “gunstige” meteo dan dagen met “ongunstige” meteo.**





Figuur 25: Histogram van het aantal dagen per windsector

## 2.6.2 Vergelijking met weersomstandigheden bij de vorige Chemkar projecten

Het vergelijken van meetresultaten van verschillende perioden is een moeilijke zaak. De vorming en het voorkomen van de verschillende fracties van fijn stof zijn sterk afhankelijk van het weer. Deze afhankelijkheid is erg complex en er valt niet eenvoudig voor te corrigeren. Om toch een algemeen, kwalitatief beeld te krijgen van de weersomstandigheden op de bemonsteringsdagen hebben we enkele weerkundige data van het huidige en de vorige projecten samengevat in Tabel 6. De parameters in de tabel staan min of meer in verband met de concentraties van fijn stof. Zo weten we dat dagen met hoge fijnstofconcentraties zich vaak voordoen bij wind uit oostelijke richting en/of wanneer er weinig wind is. Op dagen met neerslag is er doorgaans veel minder fijn stof in de lucht. De cijfers laten niet toe om de data om te rekenen naar bijvoorbeeld een "gemiddeld jaar" (als dat al zou bestaan), maar het is wel mogelijk om in te schatten of de huidige periode vergelijkbaar was met die van vorige studies.

Uit de tabel blijkt dat het huidige project in de lijn van de verwachtingen ligt. Het percentage dagen met oostenwind is nog iets lager dan in de vorige projecten. Voor de drie andere parameters ligt het huidige project telkens tussen de hoogste en laagste waarde. De projectperiode valt dus te omschrijven als "normaal tot gunstig".

Tabel 6: Vergelijking van enkele weerkundige parameters voor de drie Chemkar projecten

project	periode	% wind uit [NO-ZO]	% dagen met wind < 3m/s	% dagen zonder neerslag	gemiddelde temperatuur (°C)
Chemkar 4	Jun 2011 - Jul 2012	11%	24%	60%	11,3
Chemkar 3	Feb 2010 - Feb 2011	13%	26%	71%	10,3
Chemkar 2	Okt 2008 - Nov 2009	18%	20%	52%	11,3
Chemkar 1	Sep 2006 - Sep 2007	13%	26%	67%	12,5

## 3 Overzicht van de dataset

### 3.1 Inleiding

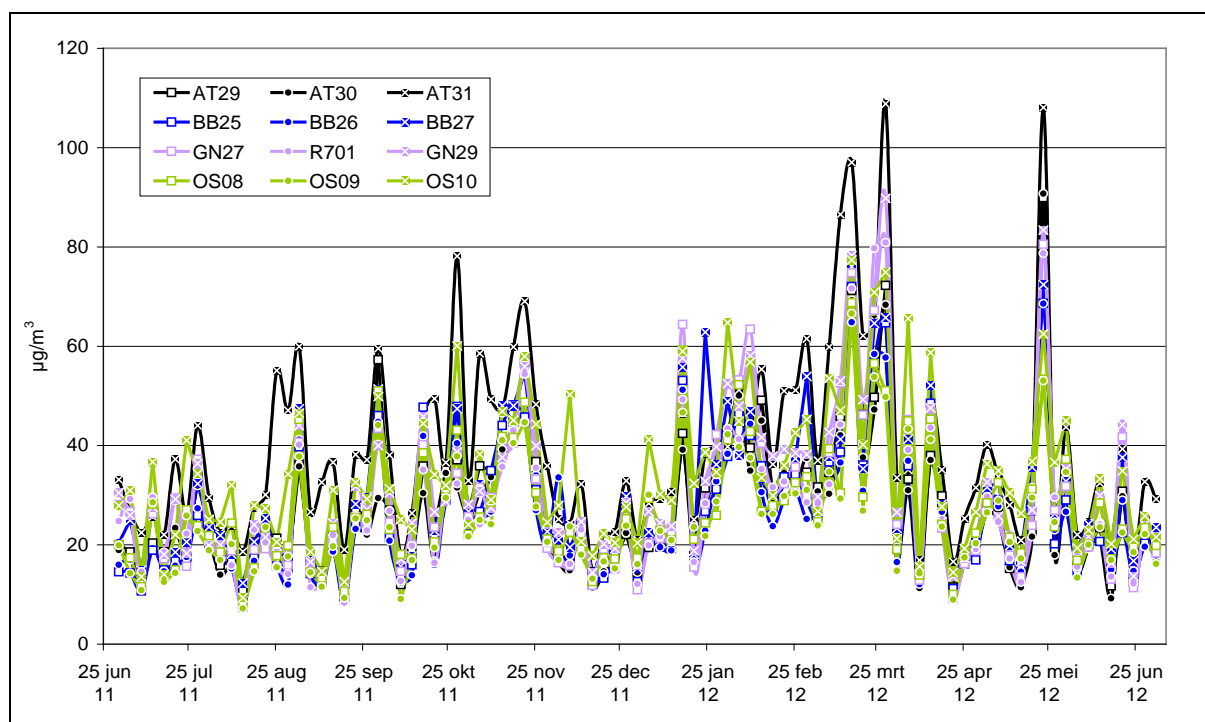
In dit hoofdstuk geven we de basisresultaten van het onderzoek weer zonder veel interpretatie of verdere berekeningen. Het hoofdstuk bevat het jaarverloop van alle gemeten componenten op alle meetplaatsen met telkens een boxplot per meetplaats. Verder tonen we ook de gemiddelden per meetplaats en de relatieve verschillen tussen de meetplaatsen.

### 3.2 Jaarverloop en boxplots per component

Het volgende deel toont de jaarverlopen en boxplots<sup>14</sup> van de gemeten componenten. De datareeksen bevatten alle data die we gebruikten voor verdere berekeningen.

#### 3.2.1 PM<sub>10</sub> (totale massa)

Het jaarverloop van PM<sub>10</sub> laat zien dat de concentraties doorgaans op alle plaatsen parallel verlopen. Dit zagen we ook al in vorige projecten en is ook bij de routine PM<sub>10</sub>-metingen doorgaans het geval. Naast de algemene, regionale trend merken we wel lokale bijdragen die soms aanzienlijk kunnen oplopen. Het zijn vooral de street canyons in Antwerpen (AT31) en Oostende (OS10) die vaak te kampen hebben met aanzienlijke lokale verhogingen. Dit zien we ook duidelijk in de boxplot. Verder valt op dat er meestal weinig verschil is tussen de achtergrondplaatsen en de invalswegen. De hoogste concentraties per stad vinden we, zoals verwacht, telkens in de street canyons.

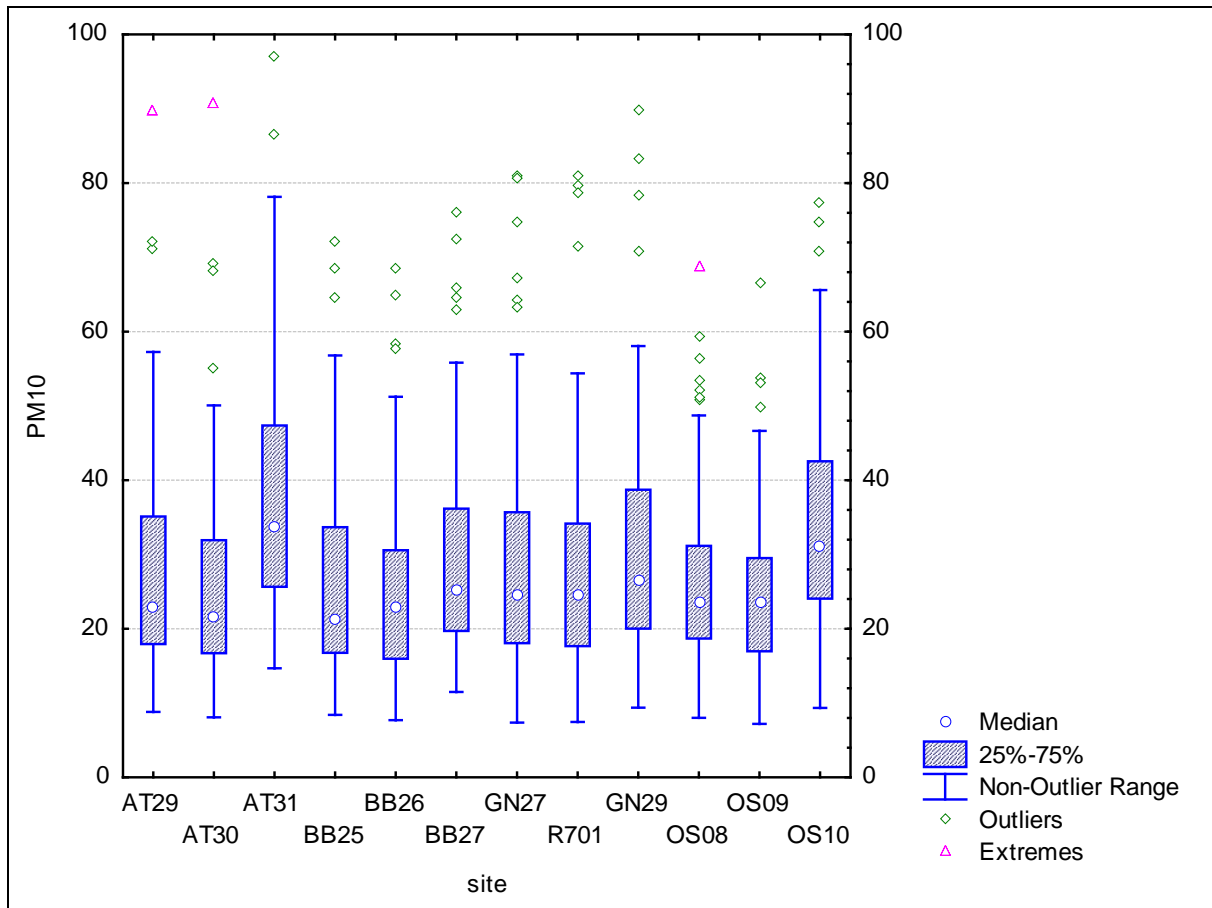


Figuur 26: Jaarverloop van netto PM<sub>10</sub> voor alle stations

<sup>14</sup> De boxplots werden getekend volgens de meest courante methode waarbij:

- Box = 25% en 75% percentiel, met binnenin de mediaan. De lengte van de box noemt men de interkwartielafstand.
- Whisker (non-outlier range) = hoogste en laagste waarde die geen uitbijter is.
- Uitbijter (outlier) = waarde die tussen 1,5 keer en 3 keer de interkwartielafstand van de box gelegen is.
- Extreem = waarde die meer dan 3 keer de interkwartielafstand van de box gelegen is.

Voor de schaal van de boxplot kozen we de range waar alle whiskers binnen lagen. Soms zijn de extremen dus niet in de boxplots te zien. In de jaarverlopen zijn de extremen wel allemaal zichtbaar.



Figuur 27: Boxplot van netto PM<sub>10</sub> voor alle stations (µg/m<sup>3</sup>)

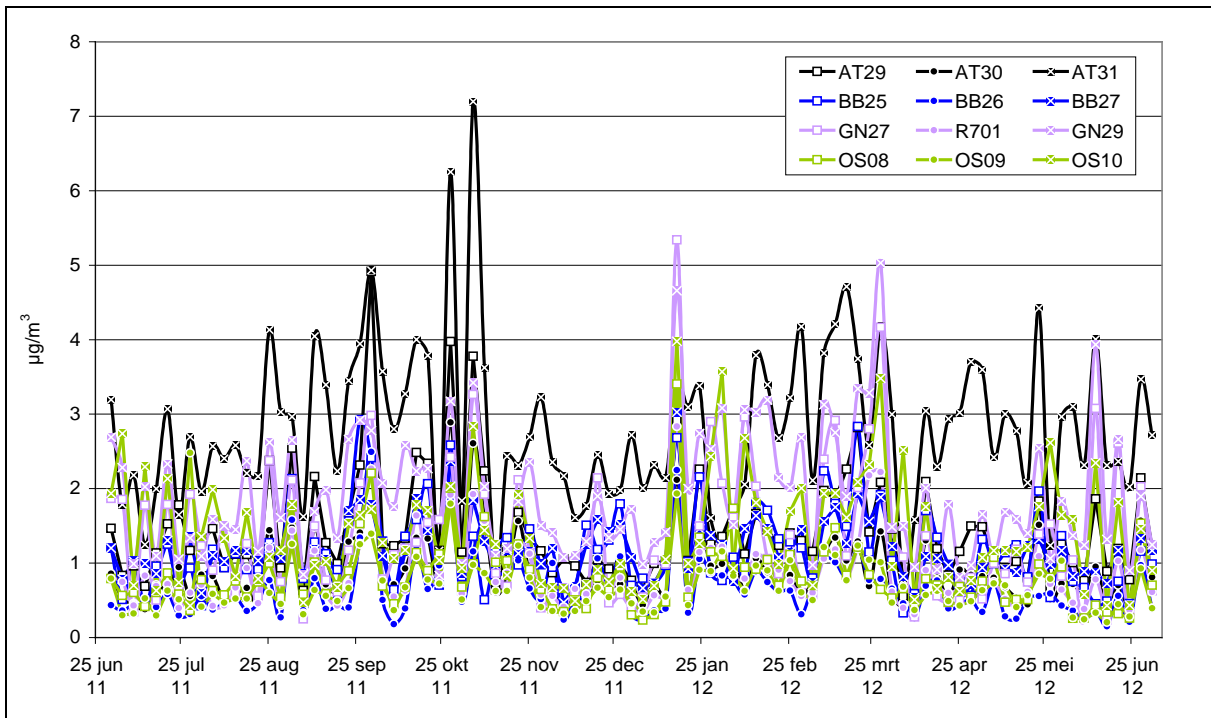
### 3.2.2 Elementaire en organische koolstof (EC/OC)

#### 3.2.2.1 Elementaire koolstof

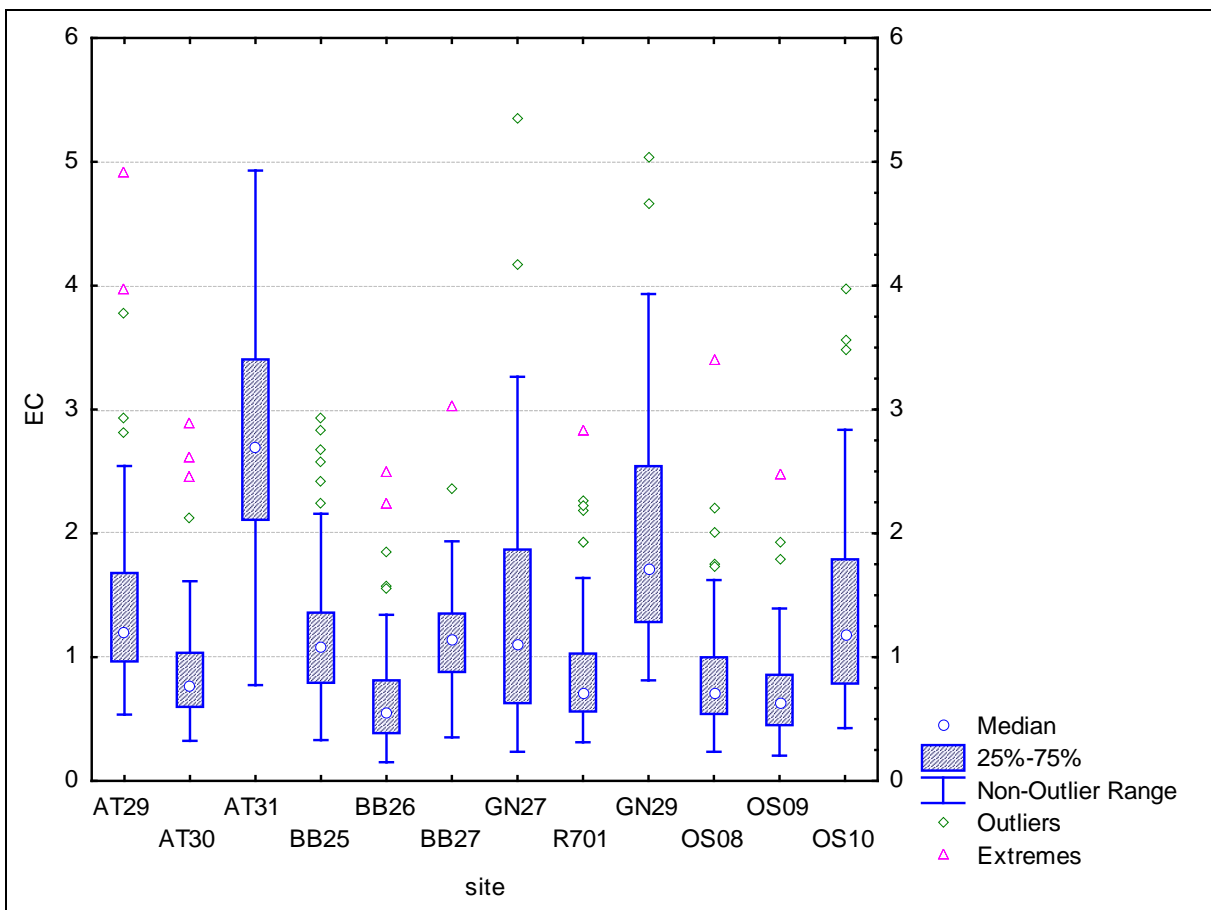
Elementaire koolstof (EC) kan men beschouwen als de concentratie aan 'roetdeeltjes' in de lucht. EC is dan ook een component die we in verband brengen met de verbranding van fossiele brandstoffen en dan vooral met (diesel)verkeer. Er zijn verschillende aanwijzingen dat EC een zeer grote rol speelt in de gezondheidsschade van fijn stof. EC is daarom ook een van de meest belangrijke bestanddelen bij chemisch onderzoek van fijn stof.

In het jaarverloop is duidelijk te zien dat de EC concentraties op de verschillende meetplaatsen veel minder gecorreleerd zijn dan bij totaal PM<sub>10</sub>. Dit geeft aan dat de EC-problematiek vooral een lokale problematiek is. Dit blijkt ook uit de boxplot. In alle steden zijn de EC-concentraties 2 tot 3 keer hoger in de street canyon dan op de achtergrond.

Tot slot moeten we opmerken dat EC vooral 'een maat' is voor de verkeersbijdrage aan PM<sub>10</sub>. De totale verkeersbijdrage aan PM<sub>10</sub> is een stuk hoger omdat verkeer ook zorgt voor de uitstoot van organische massa en bepaalde metalen. Bovendien doet verkeer ook heel wat mineraal stof opwaaien. Daarnaast levert verkeer ook een belangrijke secundaire bijdrage. Verkeer stoot heel wat NO<sub>x</sub>-gassen uit die nitraatdeeltjes vormen en een relatief groot aandeel in PM<sub>10</sub> hebben. Al deze zaken maken het niet eenvoudig om de totale bijdrage van verkeer aan PM<sub>10</sub> te bepalen.



Figuur 28: Jaarverloop van elementaire koolstof (EC) voor alle stations

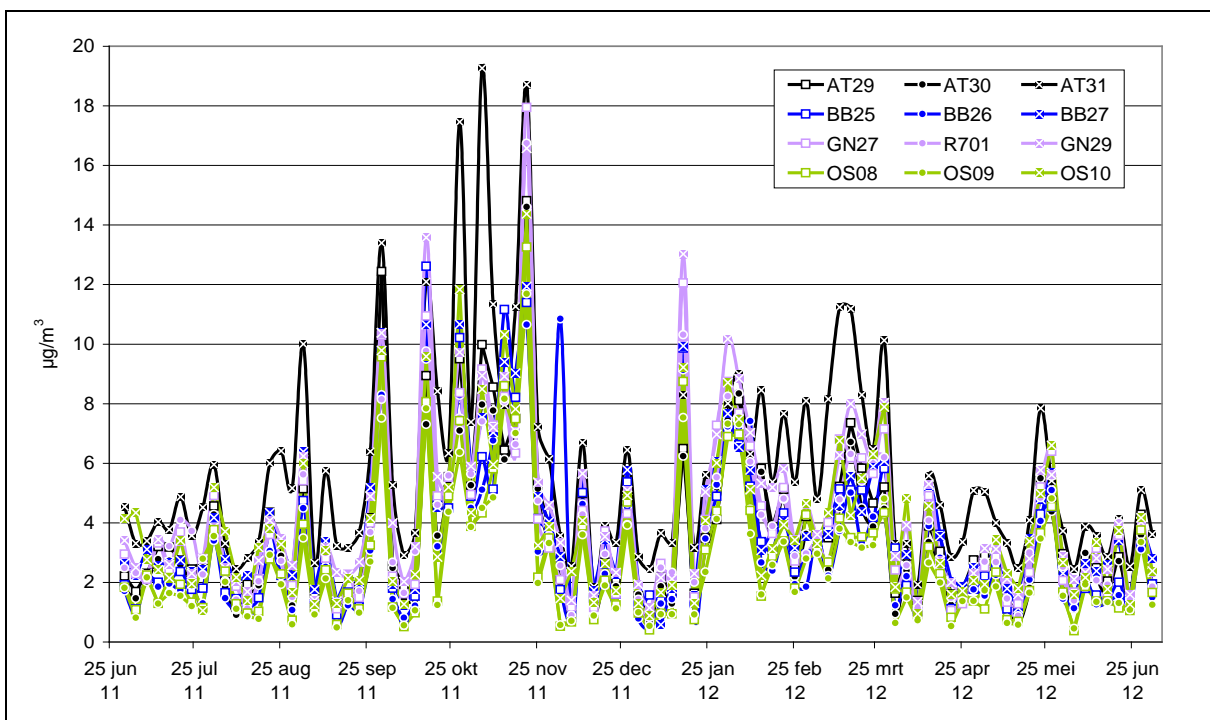


Figuur 29: Boxplot van elementaire koolstof (EC) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

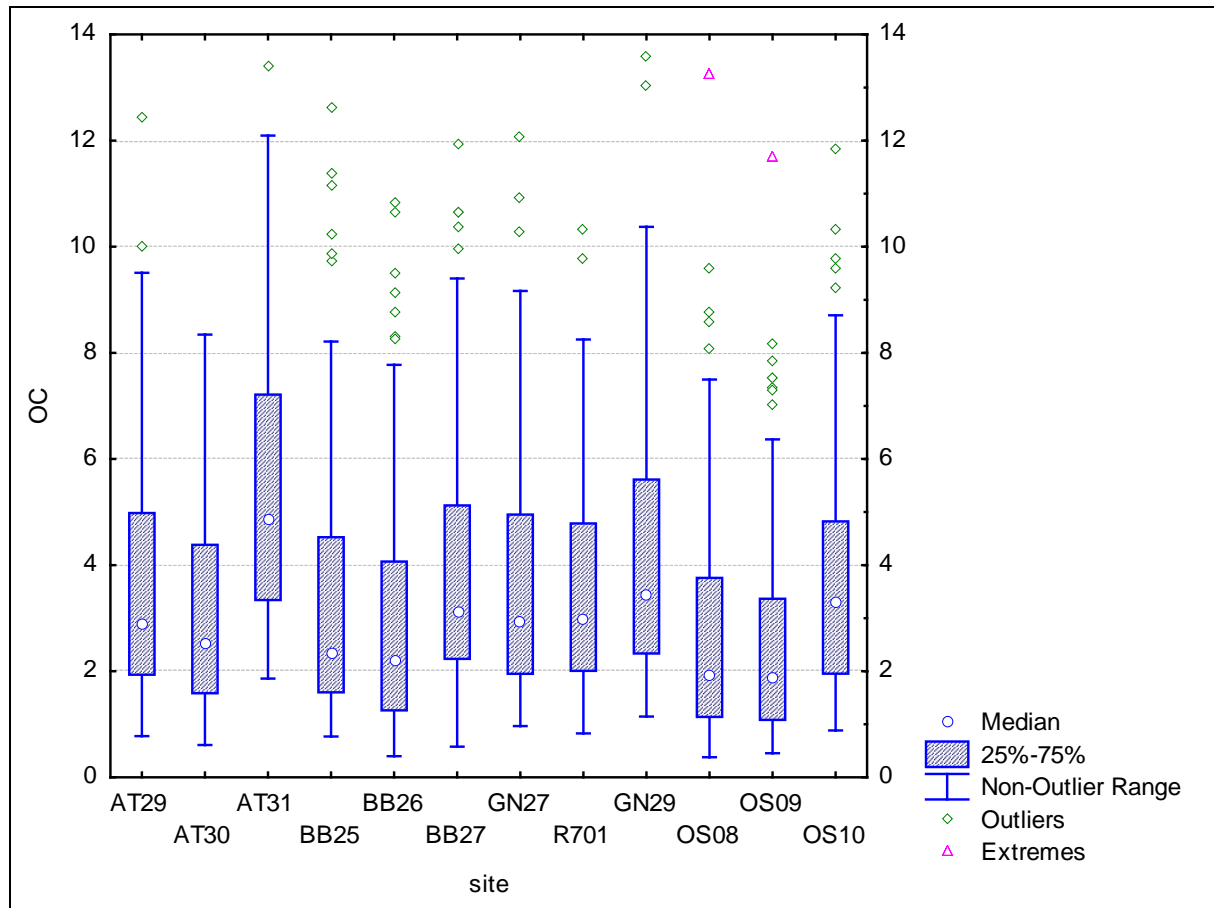
### 3.2.2.2 Organische koolstof (OC)

In tegenstelling tot elementaire koolstof kan organische koolstof (OC) op heel wat verschillende manieren in de lucht terecht komen. Van alle fracties in fijn stof is OC zonder twijfel de meest complexe en minst begrepen. Naast een deel 'primair' OC (POC) dat rechtstreeks in de lucht komt bij verbrandingsprocessen, als plantendeeltjes, enzovoort is een aanzienlijk deel van secundaire aard. Het secundaire OC (SOC) ontstaat door reacties en condensatie van organische gassen in de lucht. Omdat deze chemische reacties een zekere tijd nodig hebben en afhankelijk zijn van andere processen in de atmosfeer heeft SOC eerder een 'regionaal karakter'. Dit verklaart ook waarom de relatieve verschillen tussen de meetplaatsen kleiner zijn en er een grotere onderlinge correlatie is dan bij EC.

Het jaarverloop en de boxplot tonen aan dat OC inderdaad een combinatie is van een regionale achtergrond (met waarschijnlijk een belangrijk deel SOC) met lokale verhogingen door verkeer. Ook bij OC zien we telkens de hoogste waarden in de street canyons, maar de relatieve verschillen zijn kleiner dan bij EC.



Figuur 30: Jaarverloop van organische koolstof (OC) voor alle stations

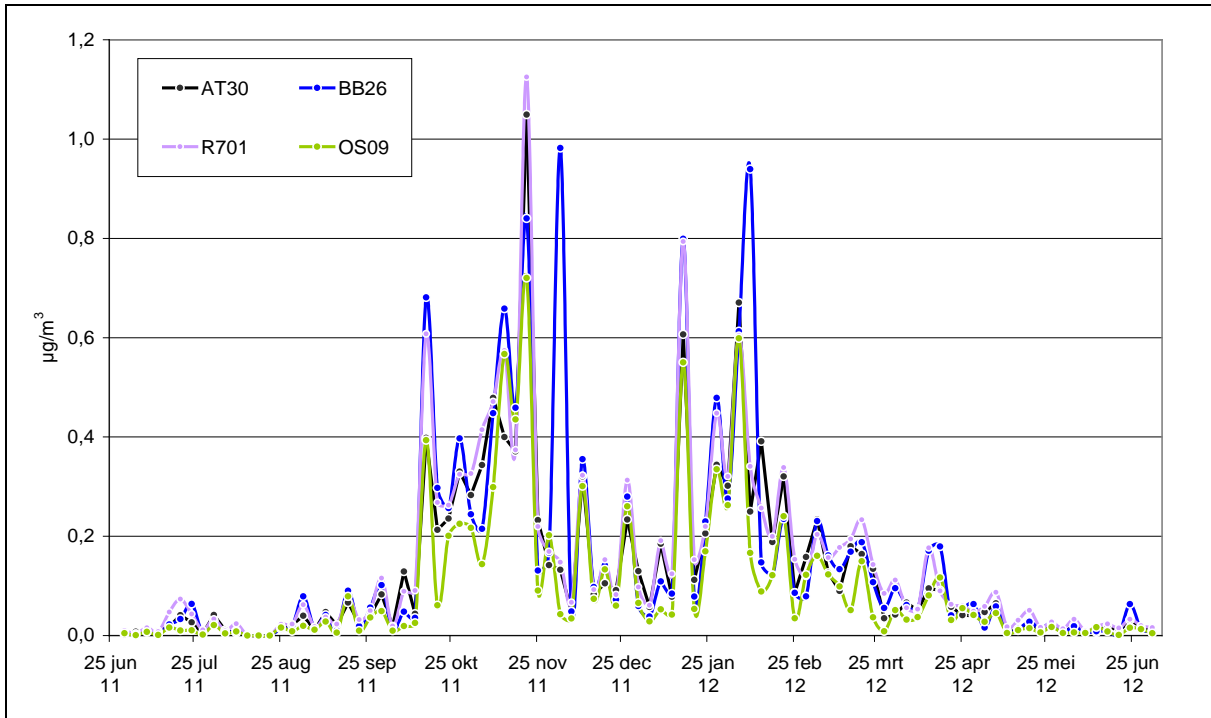


Figuur 31: Boxplot van organische koolstof (OC) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

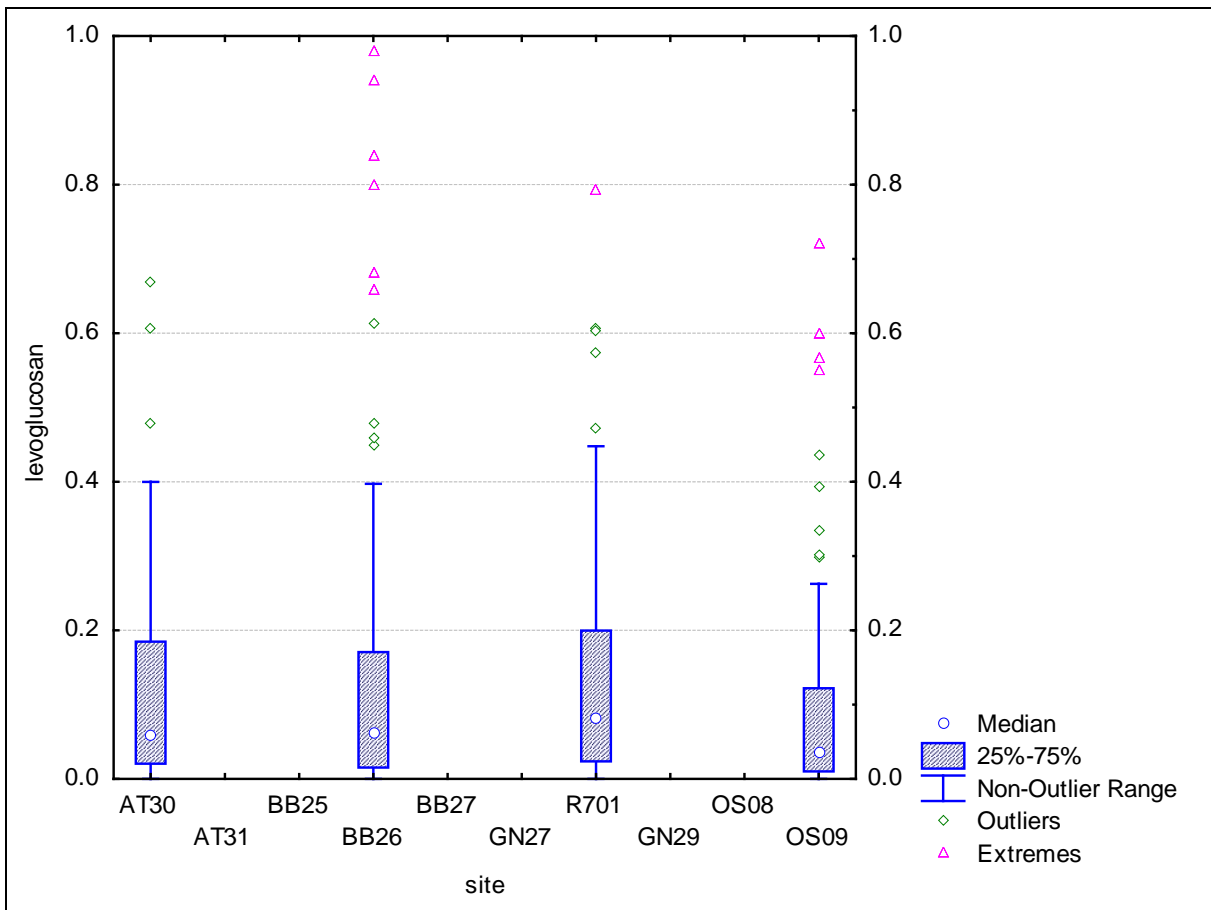
### 3.2.3 Levoglucosan

Zoals we eerder al aangaven is levoglucosan – als pyrolyseproduct van cellulose – een goede tracer voor houtverbranding. Het jaarverloop toont dat de concentraties, zoals verwacht, in de wintermaanden veel hoger zijn dan in de zomer. De vier meetplaatsen vertonen dezelfde trend, met enkele lokale uitschieters. De lagere concentraties in de periode december-januari zijn vrijwel zeker te wijten aan erg gunstig weer met veel neerslag.

De concentraties in Antwerpen, Gent en Brugge zijn vrij vergelijkbaar. In Oostende zijn ze duidelijk lager dan in de drie andere steden.



Figuur 32: Jaarverloop van levoglucosan voor de achtergrondplaatsen



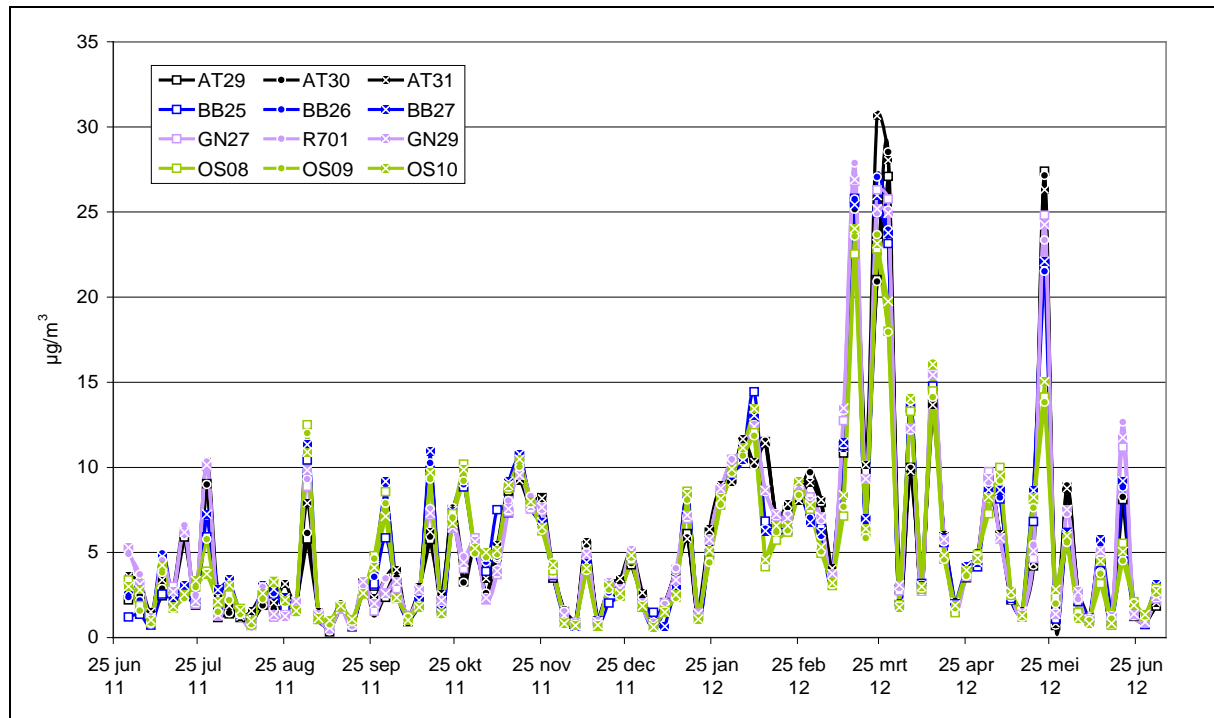
Figuur 33: Boxplot van levoglucosan voor de achtergrondplaatsen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )



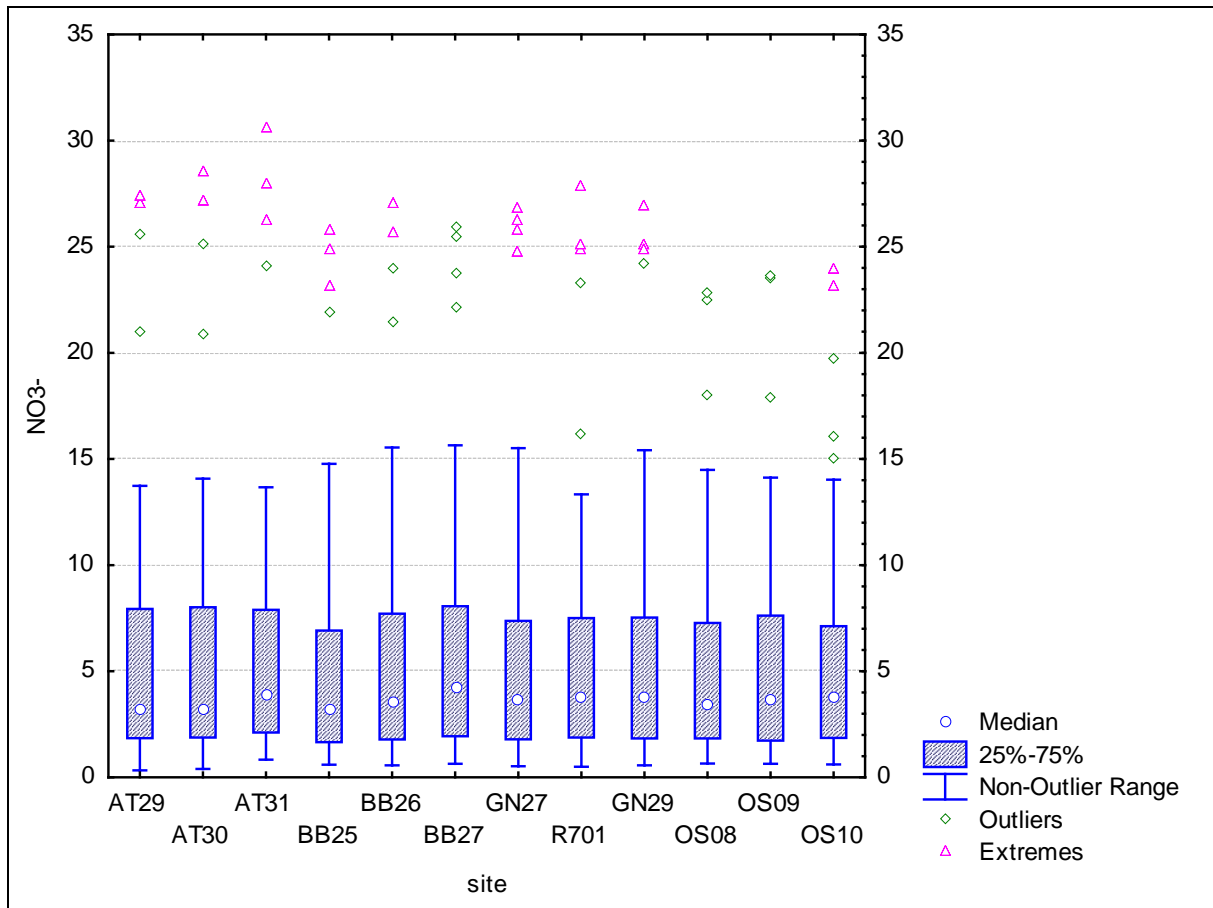
### 3.2.4 Wateroplosbare ionen

#### 3.2.4.1 Nitraat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

Nitraat is qua massa een van de belangrijkste componenten van PM<sub>10</sub>. Het komt vooral voor onder de vorm van ammoniumnitraat, dat ontstaat door de reactie van gasvormige stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>) met ammoniak (NH<sub>3</sub>). Daarnaast komt het ook voor als natriumnitraat, dat ontstaat na reactie van salpeterzuur (HNO<sub>3</sub>) met zeezout (NaCl). Omdat nitraatverbindingen vooral voorkomen als secundair stof, dat ontstaat over een tijdspanne van uren/dagen, zien we amper lokale uitschieters. De concentraties zijn binnen een relatief kleine regio als Vlaanderen daarom ook op alle meetplaatsen sterk vergelijkbaar.



Figuur 34: Jaarverloop van nitraat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) voor alle stations

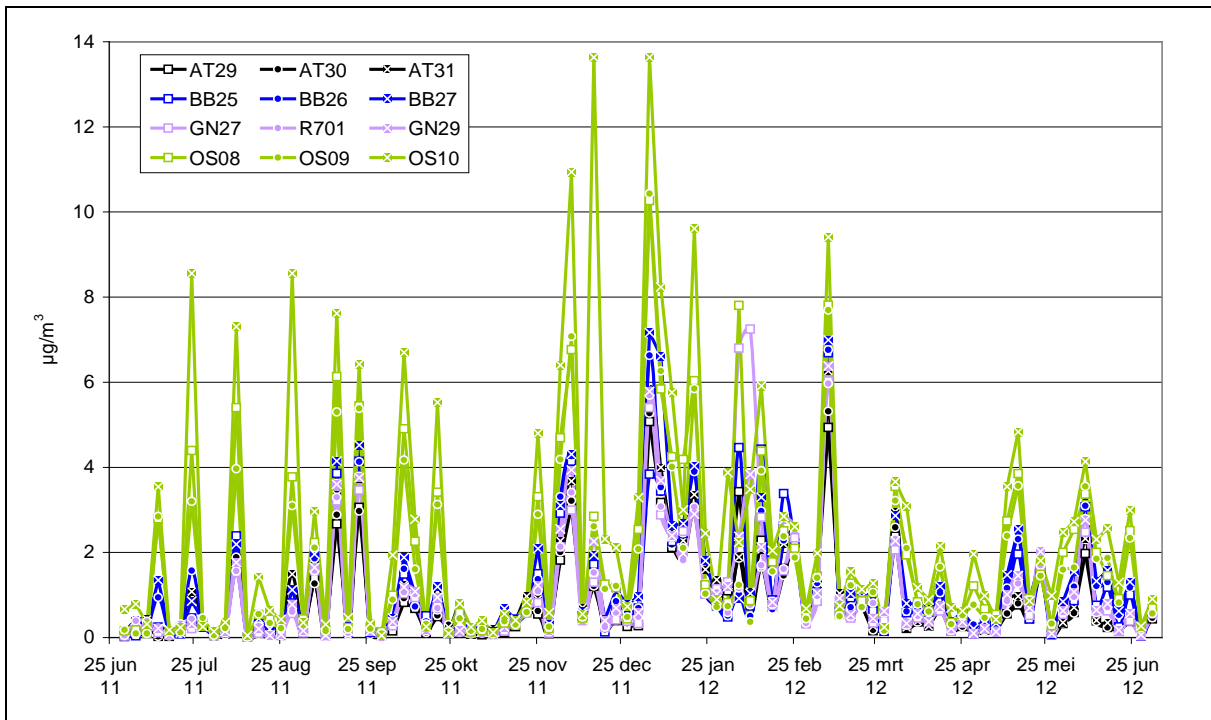


Figuur 35: Boxplot van nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

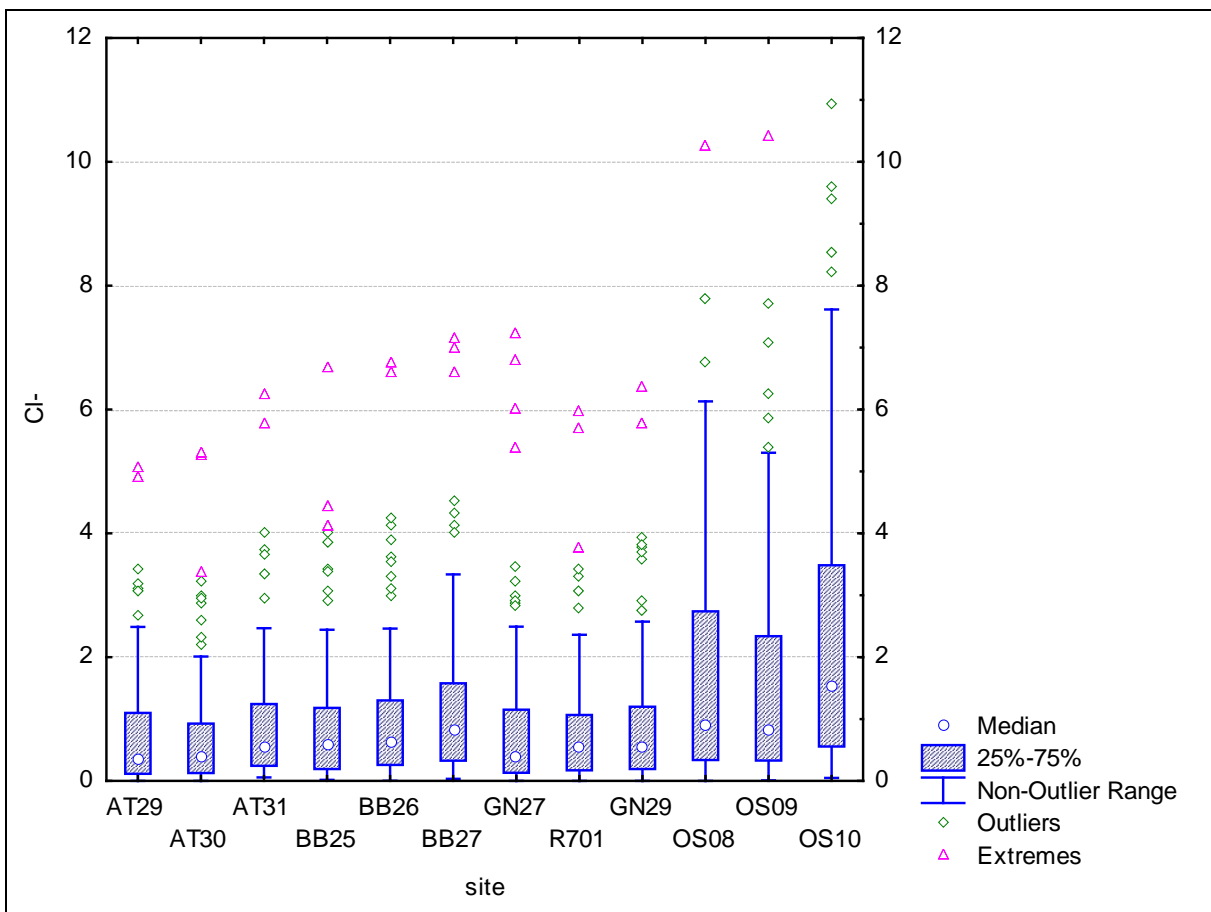
#### 3.2.4.2 Chloride ( $\text{Cl}^-$ )

Chloride is hoofdzakelijk afkomstig van zeezout. Omdat het kan wegreageren met zuren in de lucht zoals salpeterzuur ( $\text{HNO}_3$ ) is het dus vooral een tracer voor 'vers' zeezout. Naarmate zeezout langer in de lucht aanwezig is, treedt er verlies van chloride op.

Het jaarverloop laat zien dat de concentraties sterk kunnen verschillen van dag tot dag. We meten zoals verwacht ook meer zeezout naarmate de meetplaats dicht bij de kust ligt. De boxplot toont ook dat de concentraties zeezout overal iets hoger zijn in de street canyons in vergelijking met de achtergrond. Dit lijkt aan te geven dat verkeer ook een kleine hoeveelheid zeezout doet heropwaaien.



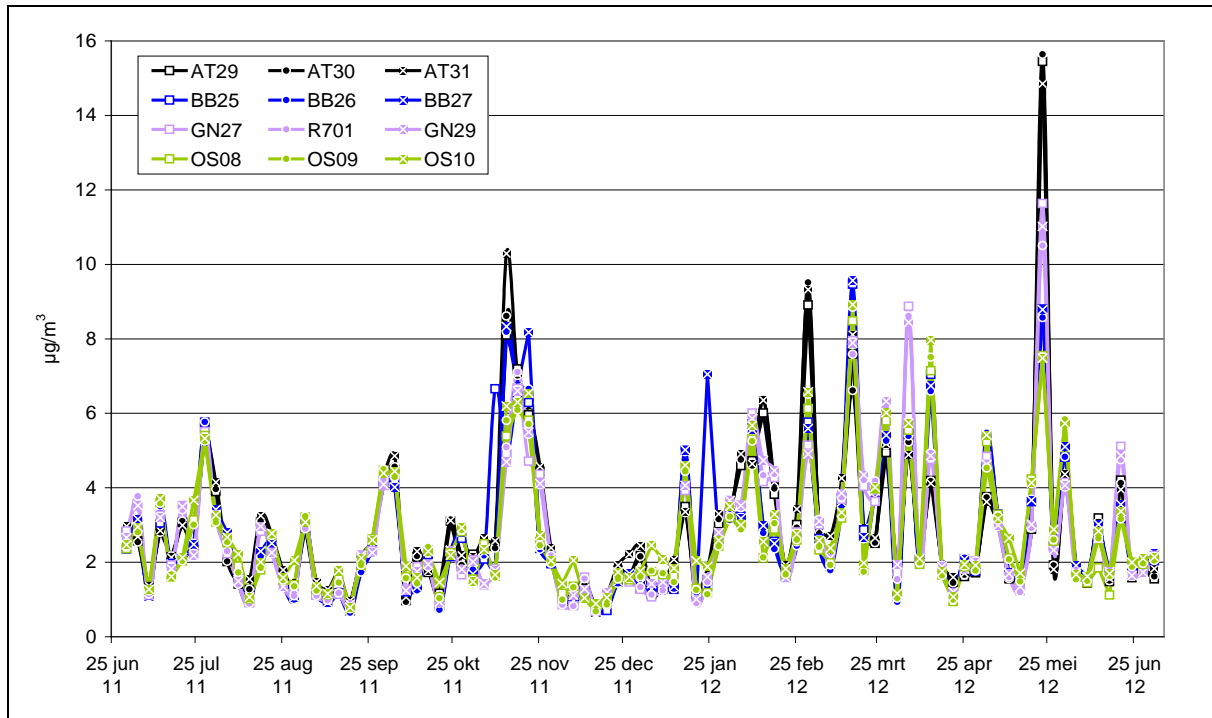
Figuur 36: Jaarverloop van chloride (Cl<sup>-</sup>) voor alle stations



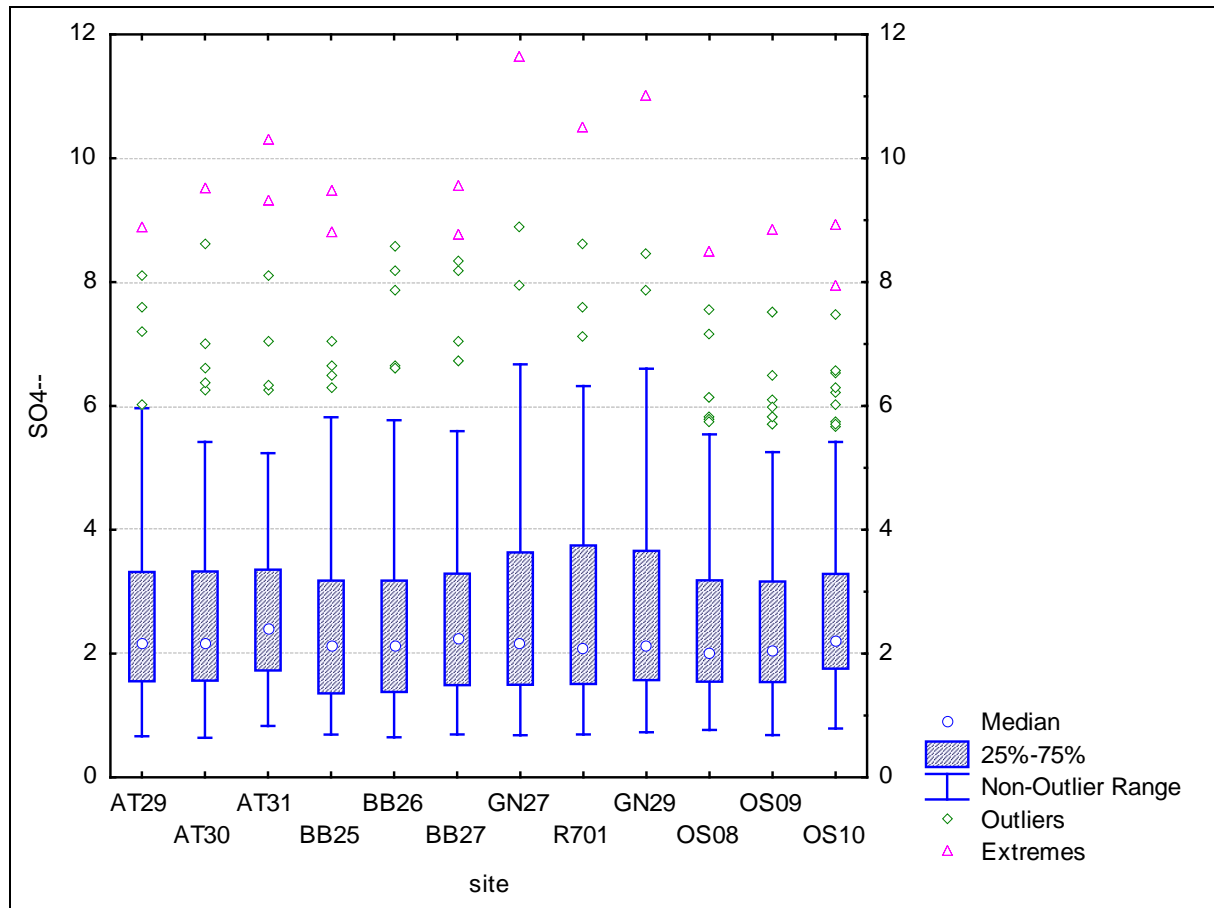
Figuur 37: Boxplot van chloride (Cl<sup>-</sup>) voor alle stations (µg/m<sup>3</sup>)

### 3.2.4.3 Sulfaat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)

Sulfaat gedraagt zich min of meer zoals nitraat. Het is ook een secundaire component die ontstaat uit gasvormig SO<sub>2</sub> en het komt ook vooral voor in verbinding met ammonium. Zeezout bevat ook primair sulfaat, maar dit aandeel is klein vergeleken met het secundaire sulfaat. Door het regionale karakter van deze secundaire component merken we net als bij nitraat weinig verschil tussen de verschillende meetplaatsen.



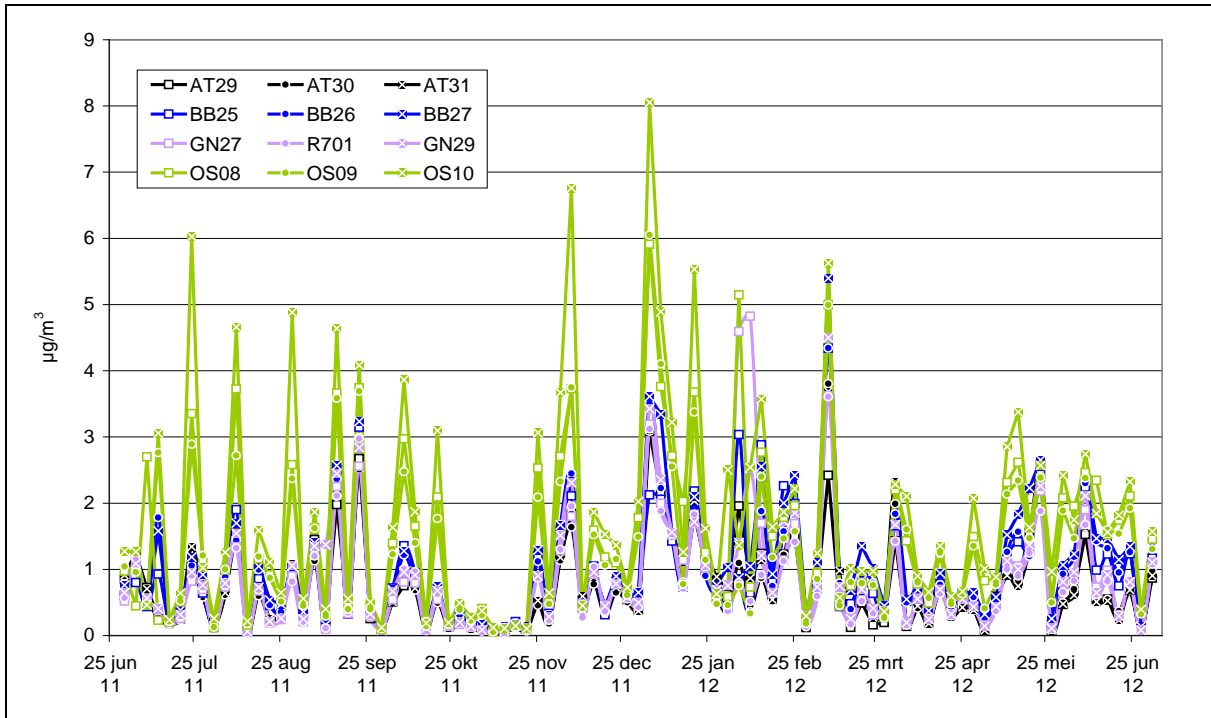
Figuur 38: Jaarverloop van sulfaat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) voor alle stations



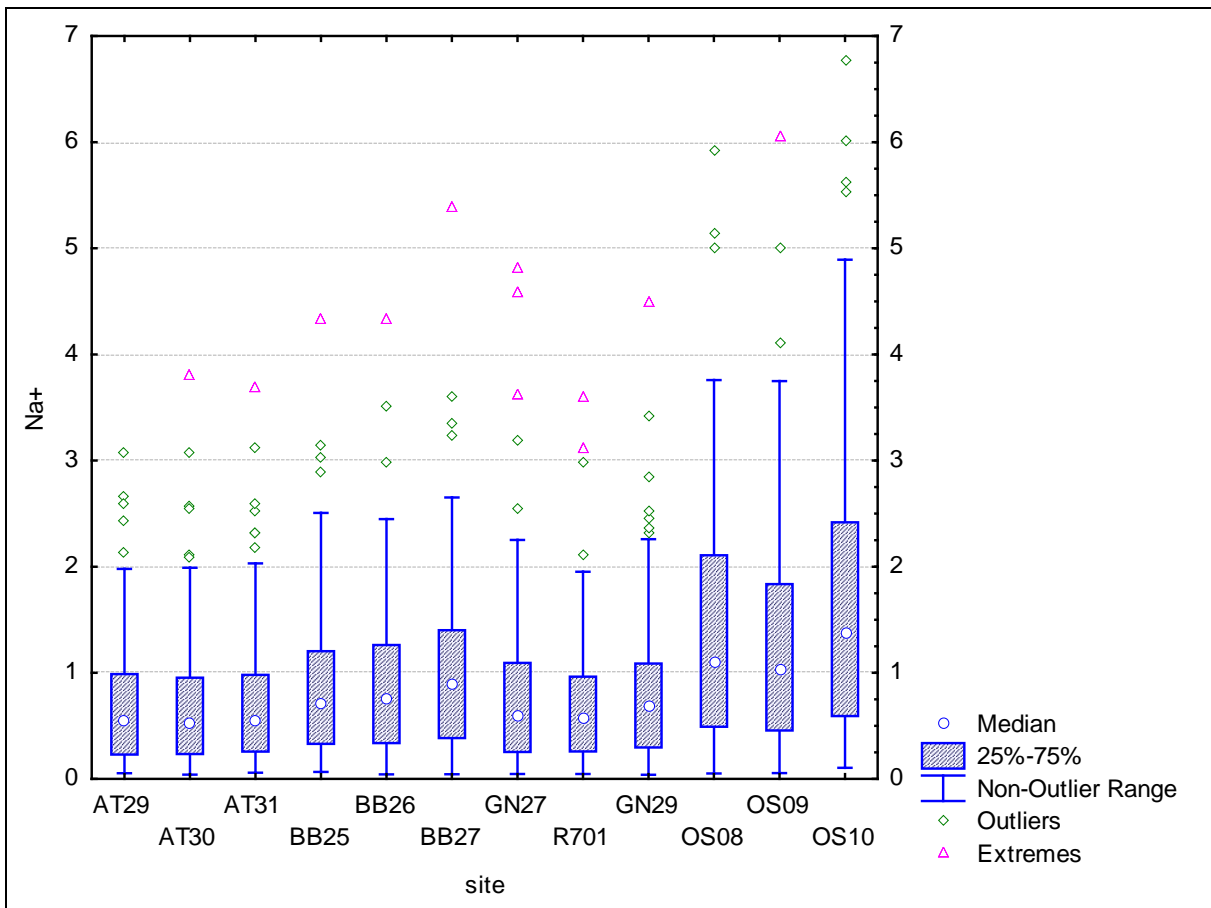
Figuur 39: Boxplot van sulfaat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

#### 3.2.4.4 Natrium ( $\text{Na}^+$ )

Natrium is hoofdzakelijk afkomstig van zeezout. Daarnaast bevat bodemstof ook een kleine hoeveelheid natrium en kan het op sommige plaatsen uitzonderlijk voorkomen door het gebruik van strooizout. Het jaarverloop en de boxplot van natrium lijken sterk op die van chloride. Ook hier zien we de hoogste concentraties het dichtst bij de kust. Verder blijken de concentraties ook telkens iets hoger te zijn in de street canyons dan op de achtergrond. Omdat we dit ook zien voor chloride kunnen we dus wel stellen dat verkeer zorgt voor het heropwaaien van een deel van het neergevallen zeezout.



Figuur 40: Jaarverloop van natrium (Na<sup>+</sup>) voor alle stations

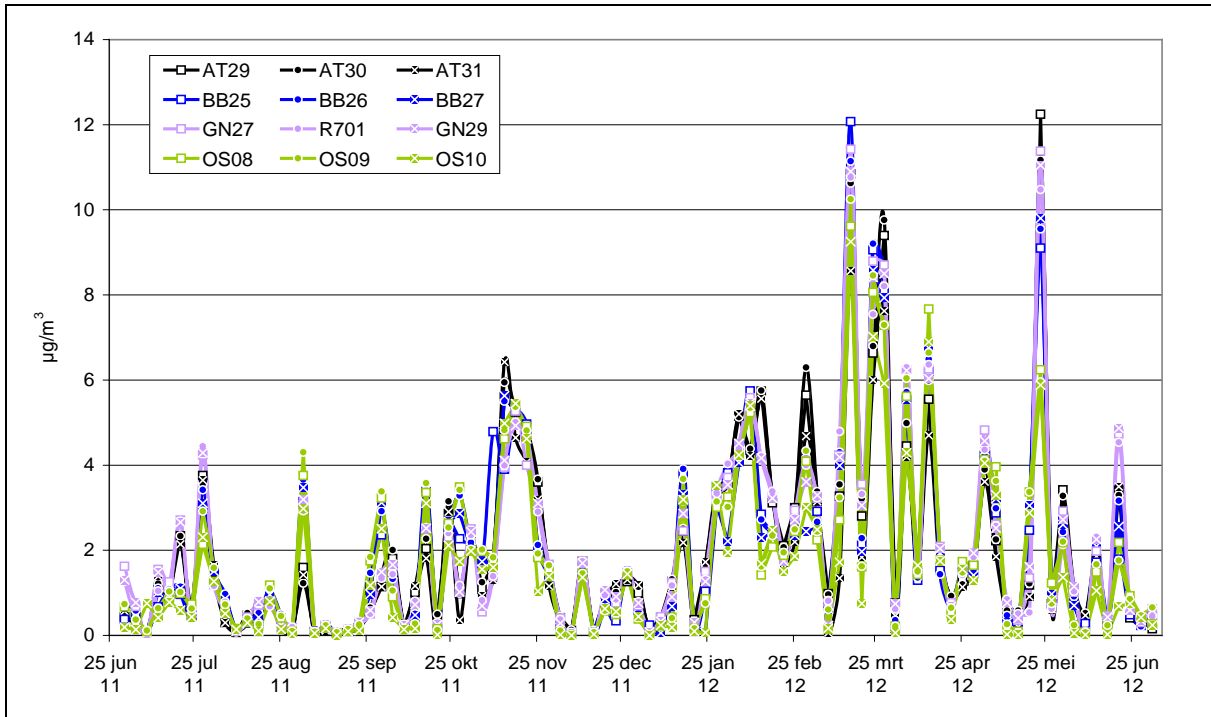


Figuur 41: Boxplot van natrium (Na<sup>+</sup>) voor alle stations (µg/m<sup>3</sup>)

3.2.4.5 Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

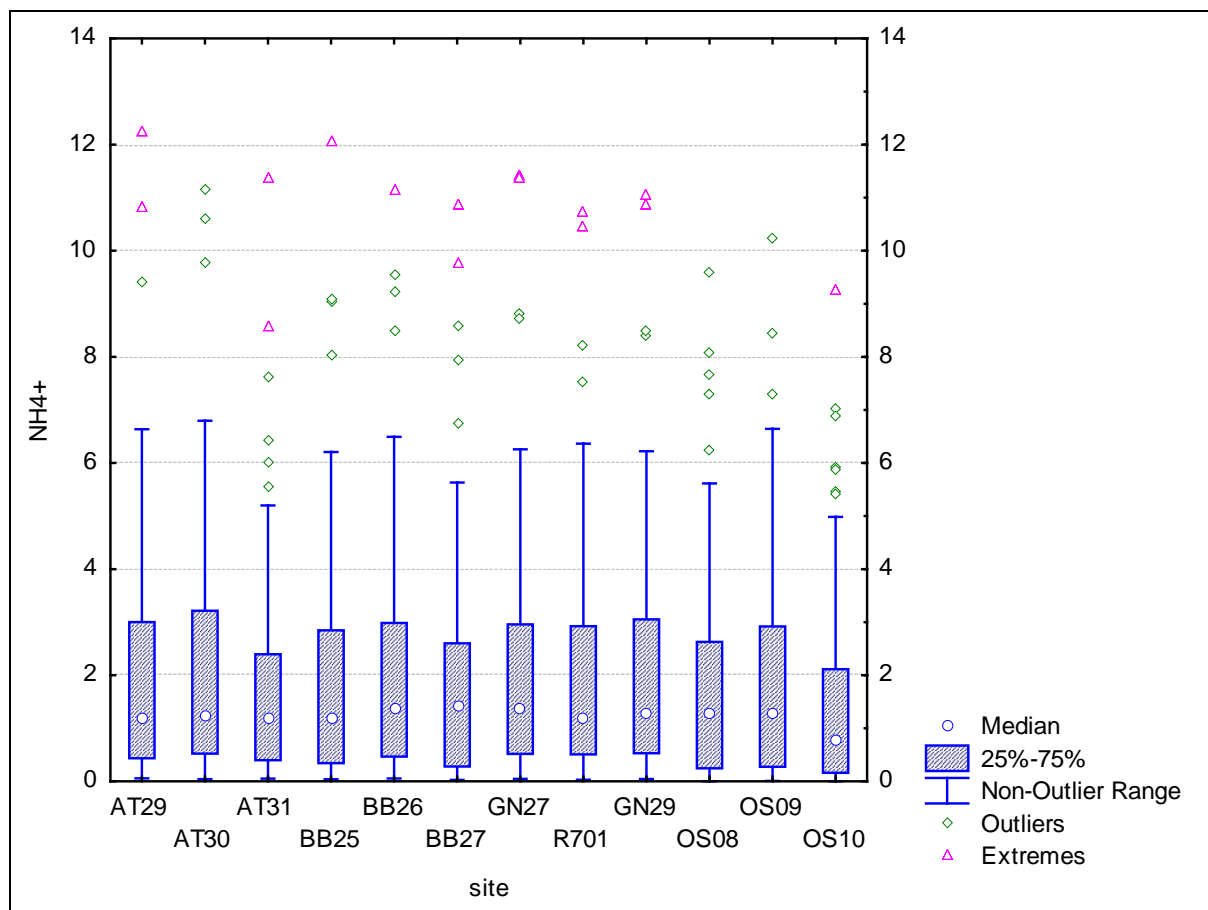
Ammonium is een belangrijke secundaire component die ontstaat uit ammoniak. Het komt vrijwel steeds voor als tegen-ion van nitraat of sulfaat, onder de vorm van NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (ammoniumnitraat) of (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (ammoniumsulfaat). Het is dan ook niet verwonderlijk dat het jaarverloop sterk lijkt op dat van nitraat en sulfaat. Net als voor die twee componenten zien we ook hier een regionale trend met weinig verschillen tussen de meetplaatsen.

De lagere concentraties in de street canyon in Oostende (OS10) zijn wel opmerkelijk. Dit heeft mogelijk te maken met de hoge concentraties aan NaCl daar. Ammonium en natrium kunnen namelijk beiden optreden als tegen-ion van nitraat en sulfaat. Het lijkt er dus op dat de hoge natriumconcentraties de hoeveelheid ammonium wat onderdrukken.



Figuur 42: Jaarverloop van ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) voor alle stations

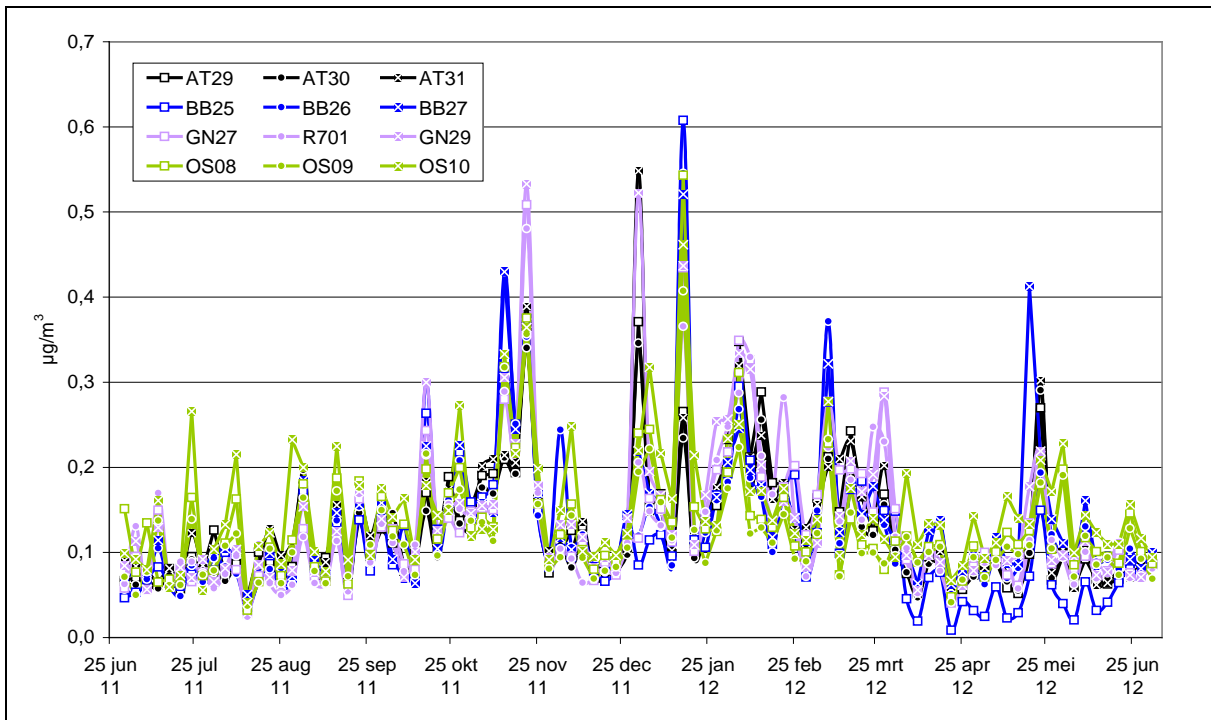




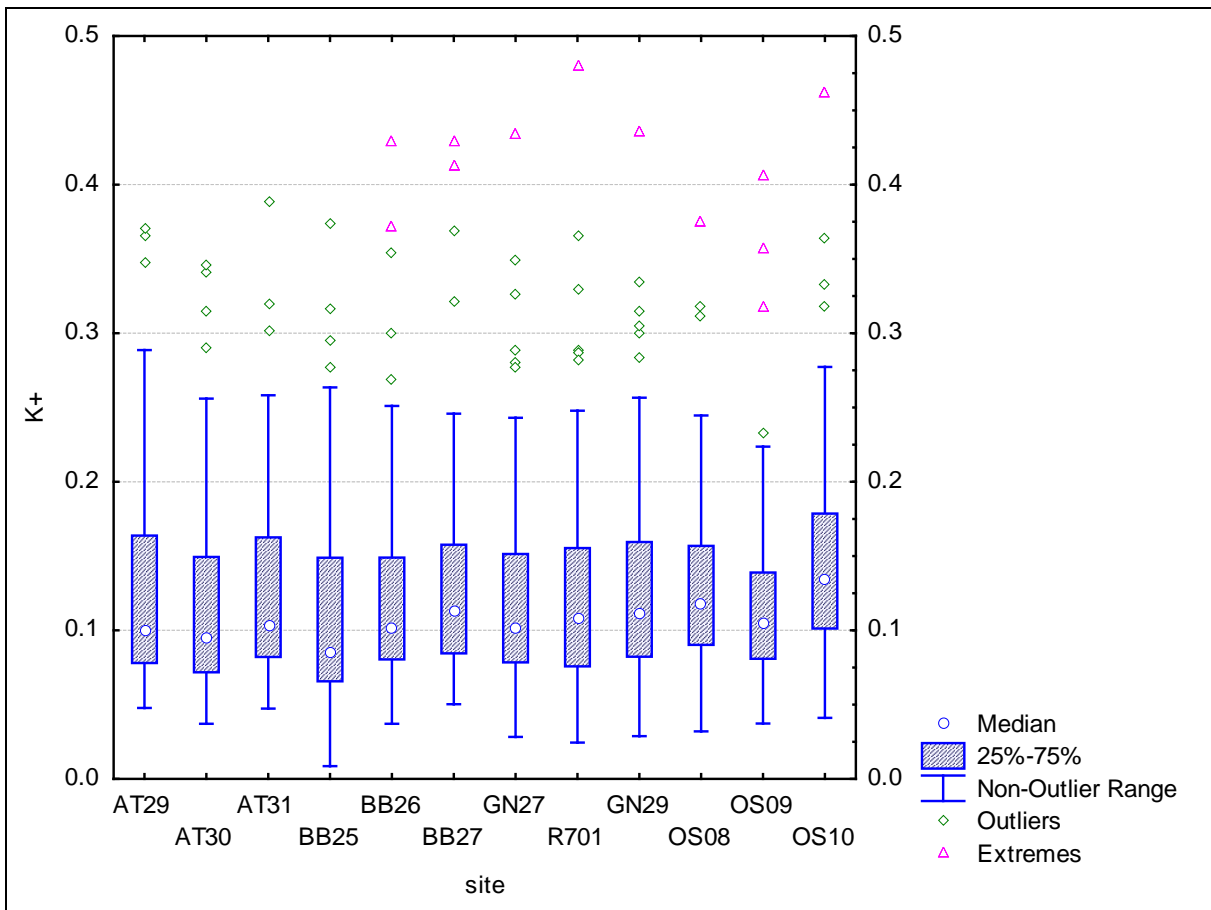
Figuur 43: Boxplot van ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

#### 3.2.4.6 Kalium ( $\text{K}^+$ )

Kalium komt voor in bodemstof, in zeezout en komt vrij bij de verbranding van biomassa (hout). Doorgaans zijn de concentraties tussen de meetplaatsen vrij vergelijkbaar. In het jaarverloop zien we dezelfde pieken als bij levoglucosan, wat aangeeft dat houtverbranding effectief een belangrijke bron is. De hoogste concentraties meten we doorgaans in de street canyon in Oostende (OS10). Dit komt waarschijnlijk door de hoge bijdrage van zeezout op deze plaats.



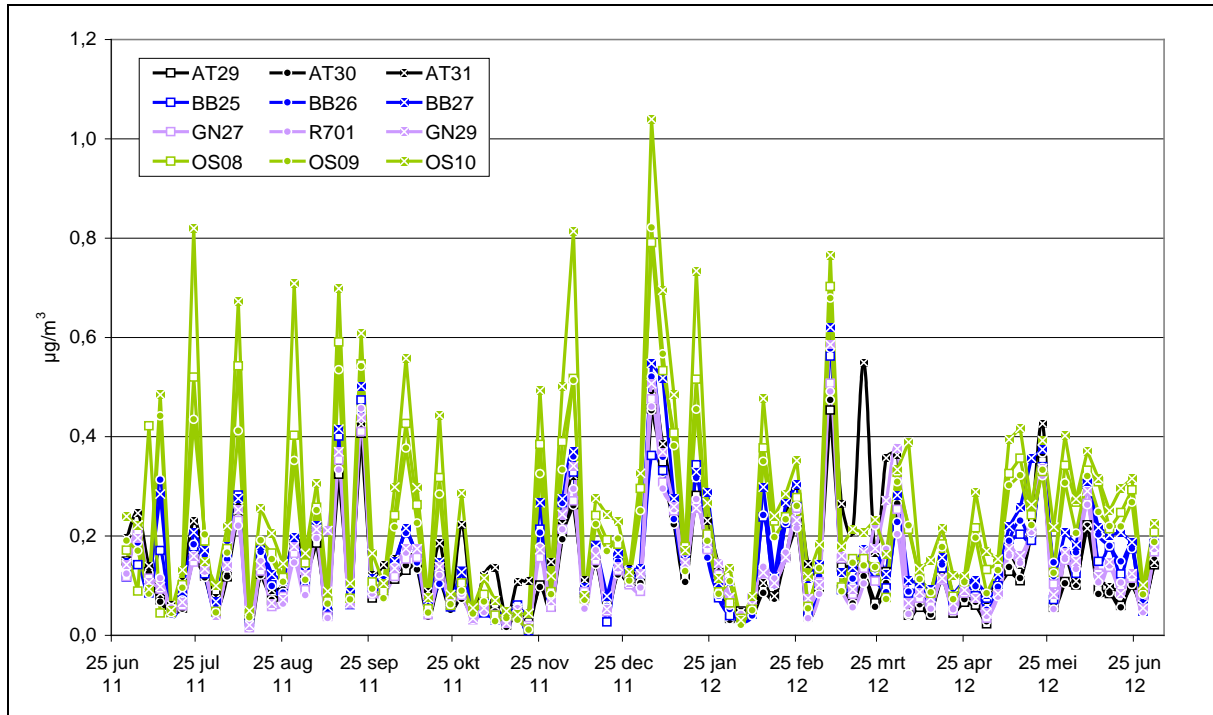
Figuur 44: Jaarverloop van kalium ( $K^+$ ) voor alle stations



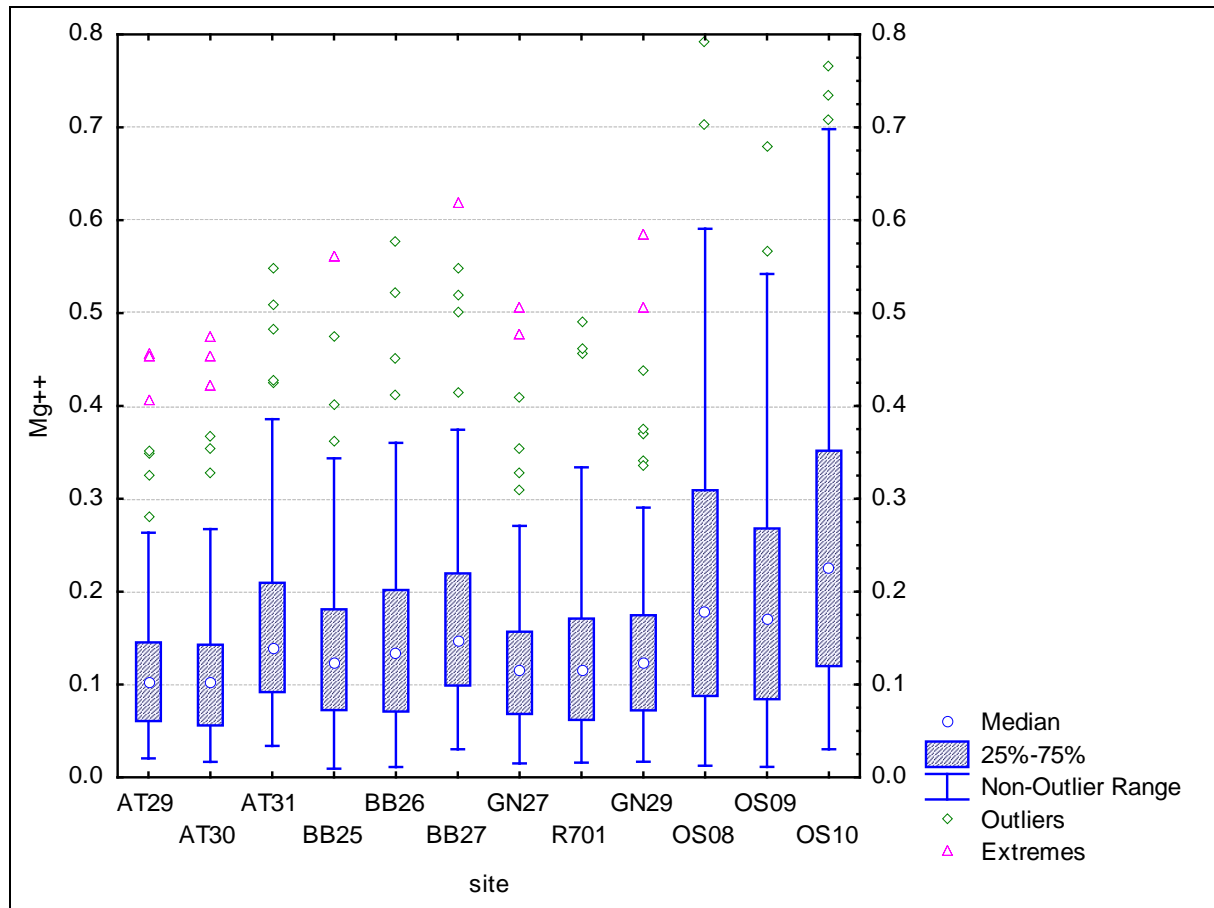
Figuur 45: Boxplot van kalium ( $K^+$ ) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

3.2.4.7 Magnesium (Mg<sup>2+</sup>)

Magnesium is net als natrium en chloride vooral afkomstig uit zeezout. Het jaarverloop en de boxplot zijn daarom ook sterk vergelijkbaar. De concentratie is wel bijna een grootteorde lager. Net als bij natrium en chloride zien we de hoogste concentraties het dichtst bij de kust en zijn de concentraties in de straat canyons telkens iets hoger dan op de achtergrond.



Figuur 46: Jaarverloop van magnesium (Mg<sup>2+</sup>) voor alle stations



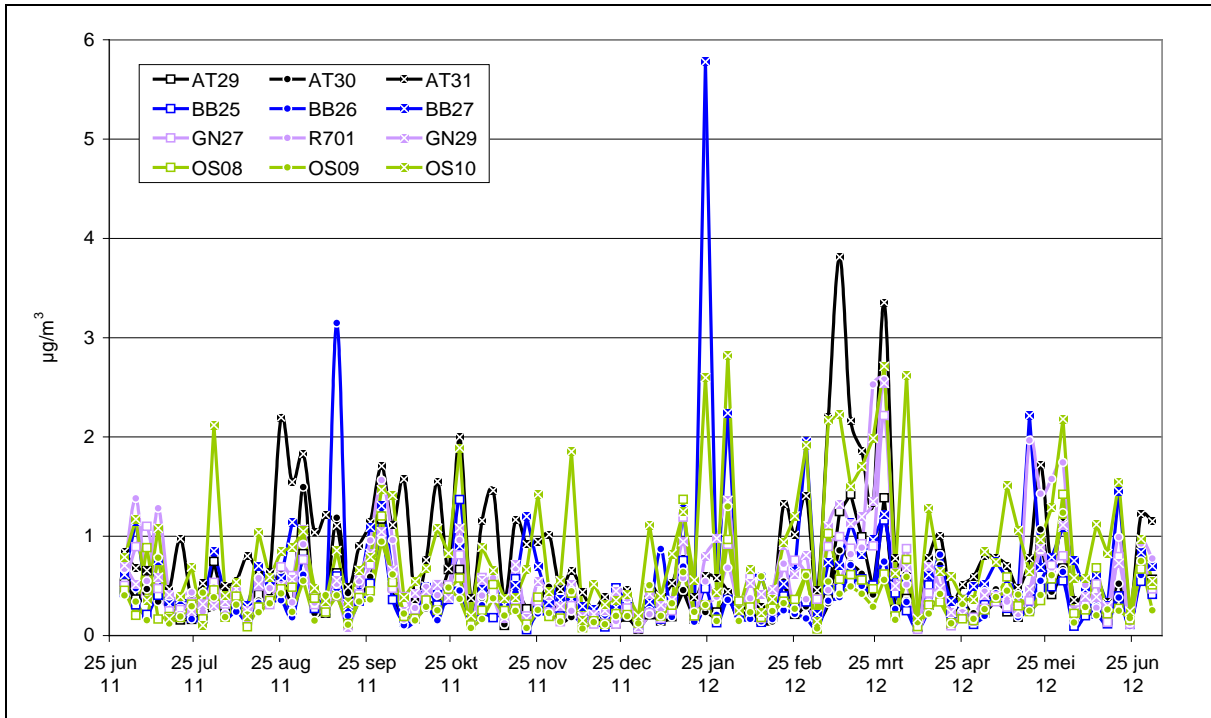
Figuur 47: Boxplot van magnesium ( $Mg^{2+}$ ) voor alle stations ( $\mu g/m^3$ )

### 3.2.4.8 Calcium ( $Ca^{2+}$ )

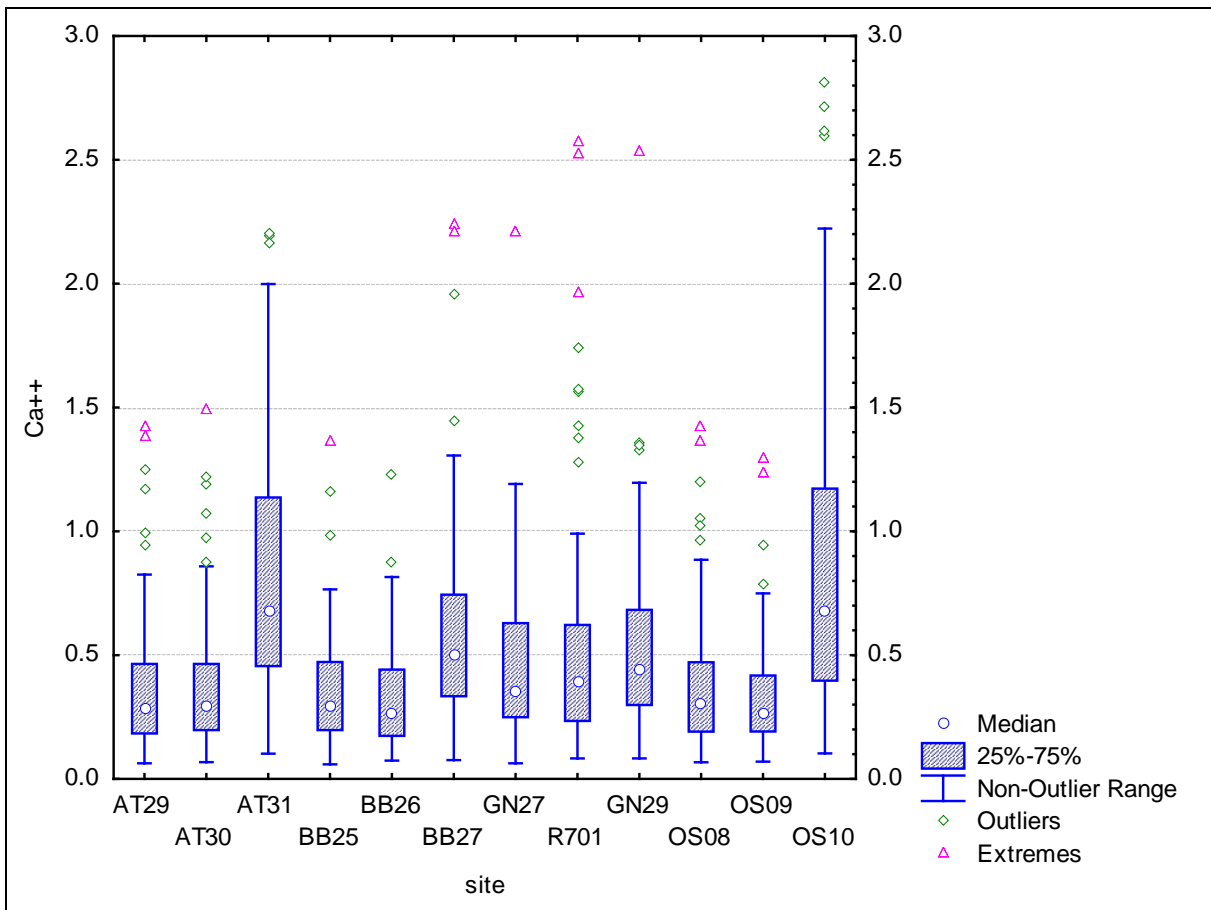
Wateroplosbaar calcium is vooral afkomstig van bodemstof, waarin het vooral voorkomt als calciumcarbonaat. Het is ook aanwezig in zeezout, maar dit aandeel is doorgaans klein in vergelijking met het aandeel uit bodemstof.

Het jaarverloop en de boxplot tonen aan dat er regelmatig lokale verhogingen zijn van calcium. De hoogste waarden meten doorgaans in de street canyons. Hierbij springen Antwerpen en Oostende er uit. De hoge concentraties in de street canyons zijn vrijwel zeker te wijten aan opwaaiend bodemstof door verkeer en de minder snelle verdunning in de street canyons.

Bouwwerken kunnen misschien aan de bron liggen van enkele lokale pieken, maar de boxplot toont duidelijk dat er een algemene verhoging is in de street canyons.



Figuur 48: Jaarverloop van calcium ( $Ca^{2+}$ ) voor alle stations

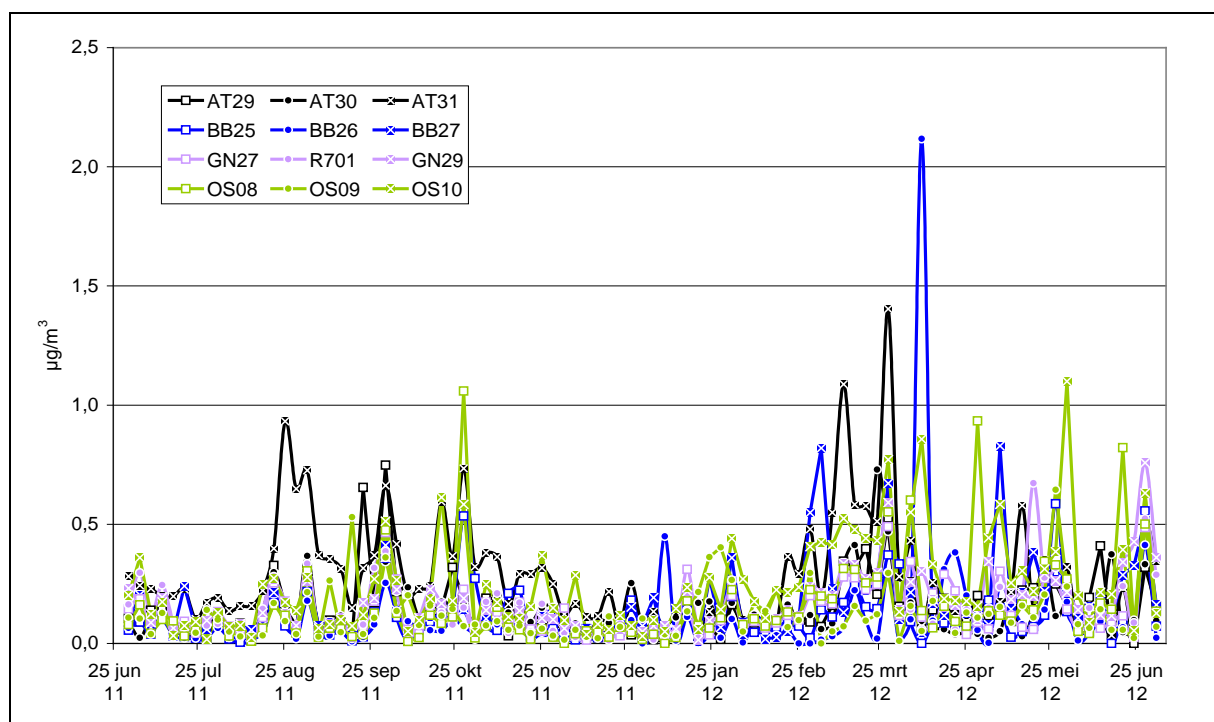


Figuur 49: Boxplot van calcium ( $Ca^{2+}$ ) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

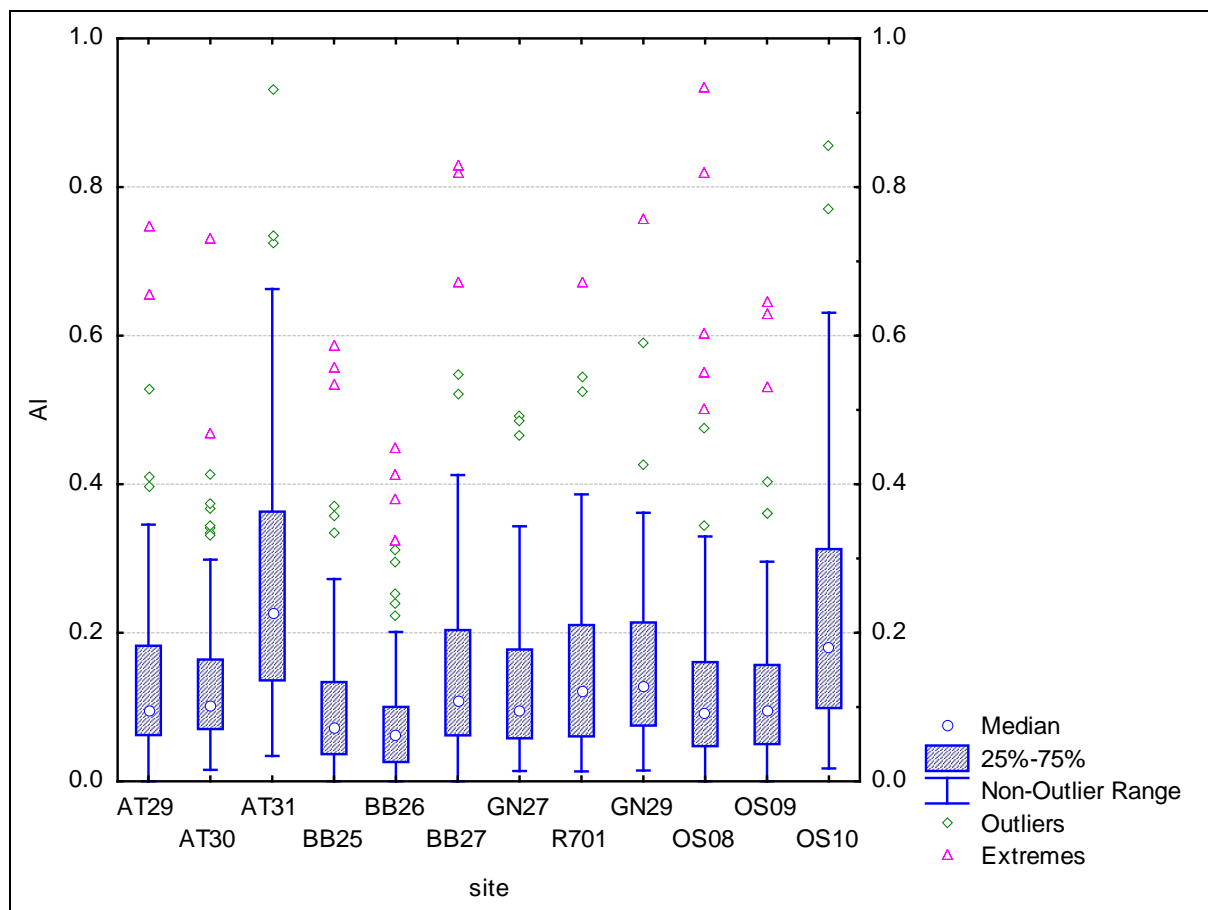
### 3.2.5 Elementen

#### 3.2.5.1 Aluminium (Al)

Aluminium komt vrijwel altijd voor als aluminiumoxide en is meestal afkomstig van bodemstof. Omdat bodemstof doorgaans vrij grof is (tussen 2,5 en 10 µm) en minder grote afstanden aflegt dan de fijne fractie (kleiner dan 2,5 µm) is het eerder een lokaal probleem. Dit blijkt ook uit het jaarverloop en de boxplots. De lokale verschillen zijn groot en er is nauwelijks sprake van een algemene trend. Doorgaans steken de street canyons er bovenuit, vooral in Antwerpen en Oostende. Dit geeft aan dat verkeer waarschijnlijk een belangrijke bron is voor aluminium. Verkeer kan op twee manieren aluminium in de lucht brengen: door slijtage van voertuigen (koetswerk) en door het doen opwaaien van bodemstof. Omdat de andere bodemelementen ook telkens duidelijk verhoogd zijn in de street canyons kunnen we stellen dat de bijdrage via bodemstof vrijwel zeker de belangrijkste is. Hoewel er langs de invalswegen ook veel verkeer is, is er op die plaatsen doorgaans veel meer verdunning wat tot lagere concentraties leidt.



Figuur 50: Jaarverloop van aluminium (Al) voor alle stations

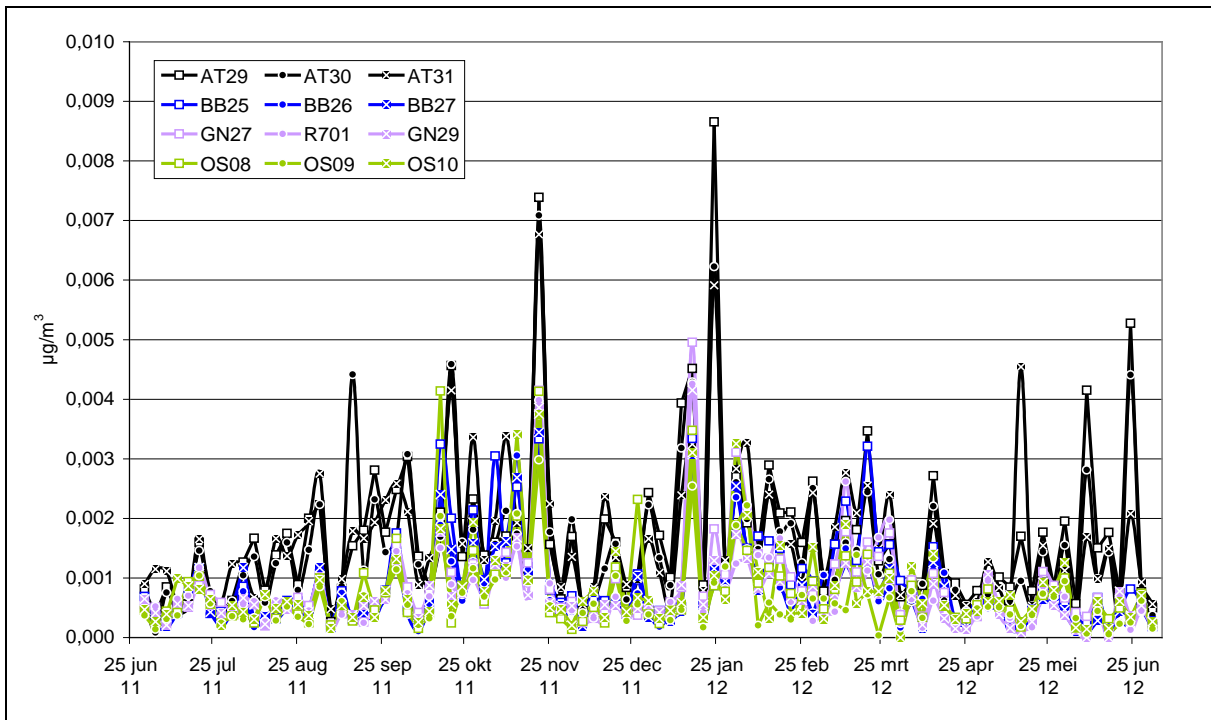


Figuur 51: Boxplot van aluminium (Al) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

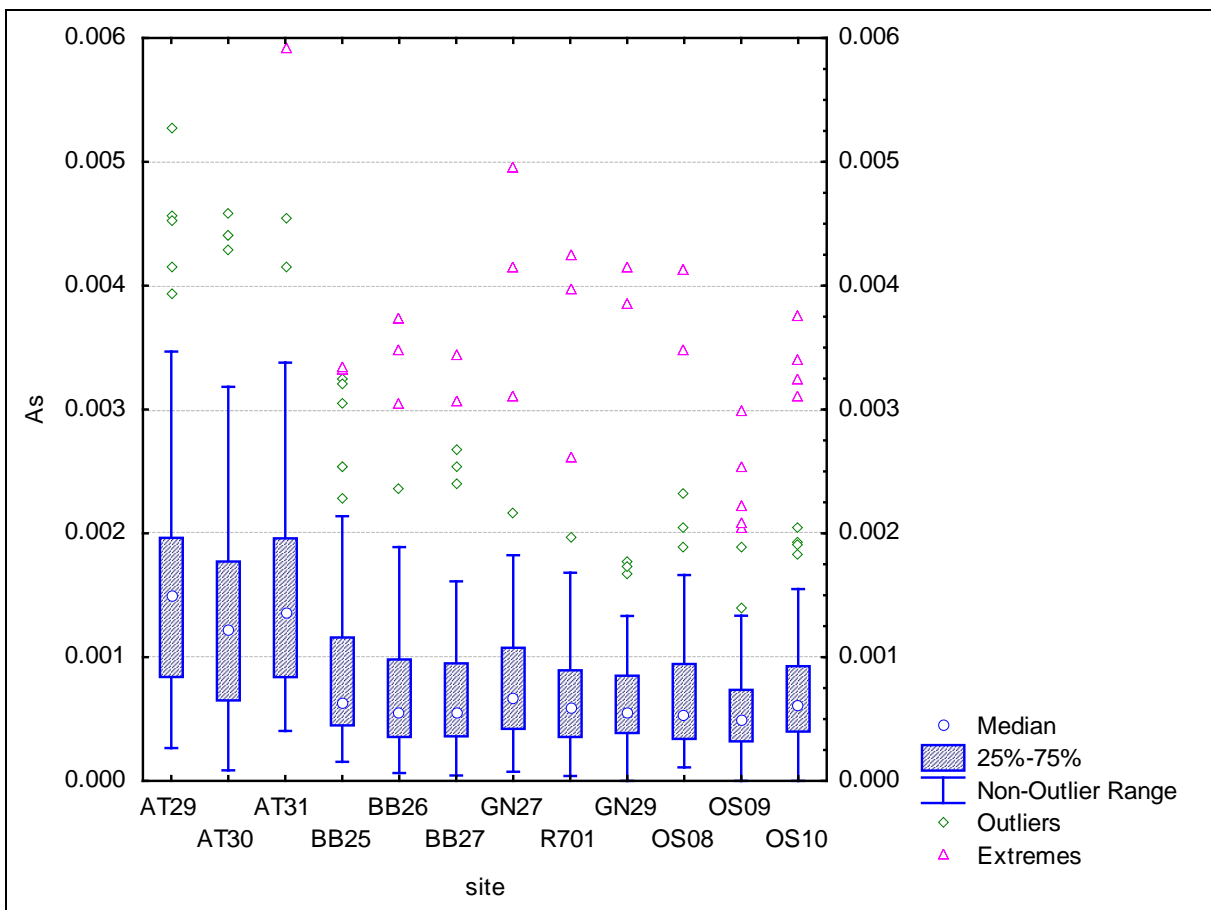
### 3.2.5.2 Arseen (As)

Arseen is afkomstig van metallurgie en verbranding van fossiele brandstoffen. Bij het jaarverloop en de boxplot valt op dat de concentratie op de drie meetplaatsen in Antwerpen een stuk hoger is dan op alle andere meetplaatsen. Deze verhoging is te wijten aan de uitstoot bij Umicore in Hoboken.





Figuur 52: Jaarverloop van arseen (As) voor alle stations

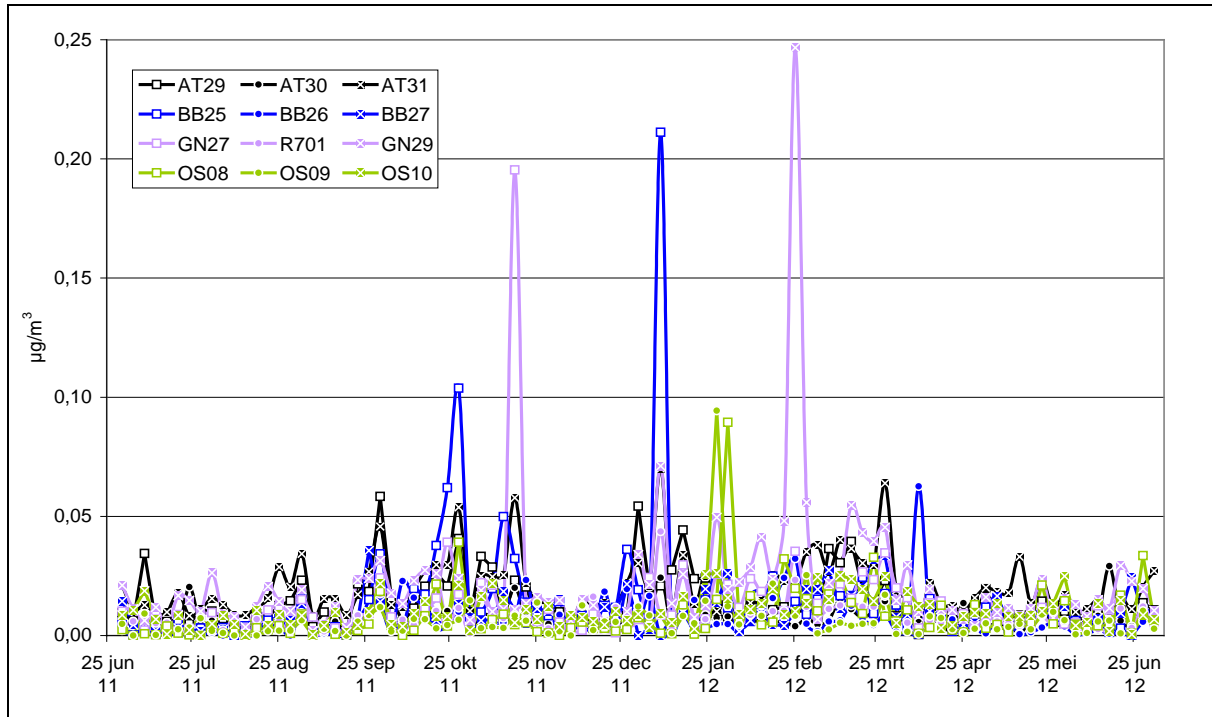


Figuur 53: Boxplot van arseen (As) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

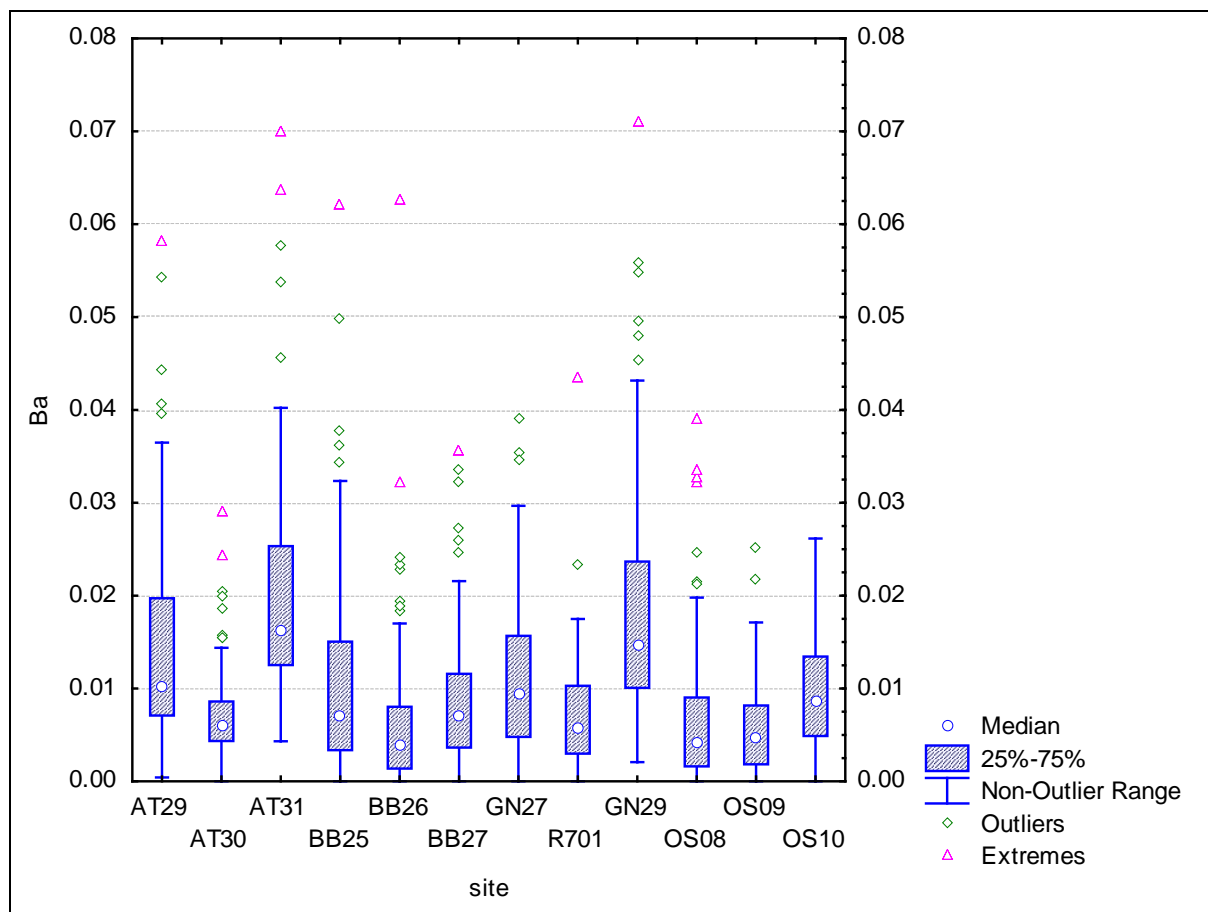
### 3.2.5.3 Barium (Ba)

Barium is een zwaar element met een reeks specifieke toepassingen (remschijven, ontstekingskaarsen, lampen, pigment, vuurwerk,...). Daarnaast komt het ook voor in bodemstof.

Het jaarverloop en de boxplot tonen aan dat er bij barium vooral lokale en sporadische verhogingen zijn in concentratie. De verhogingen bij de street canyons en invalswegen tonen aan dat verkeer ook voor dit element een belangrijke rol speelt.



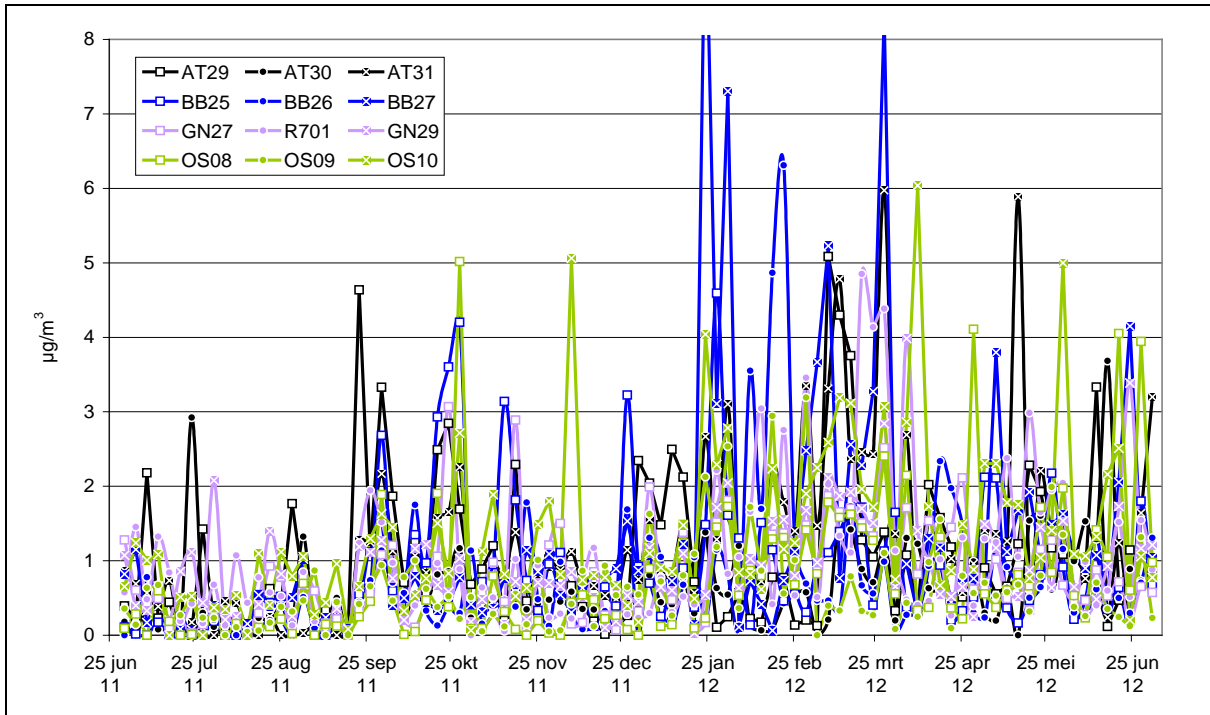
Figuur 54: Jaarverloop van barium (Ba) voor alle stations



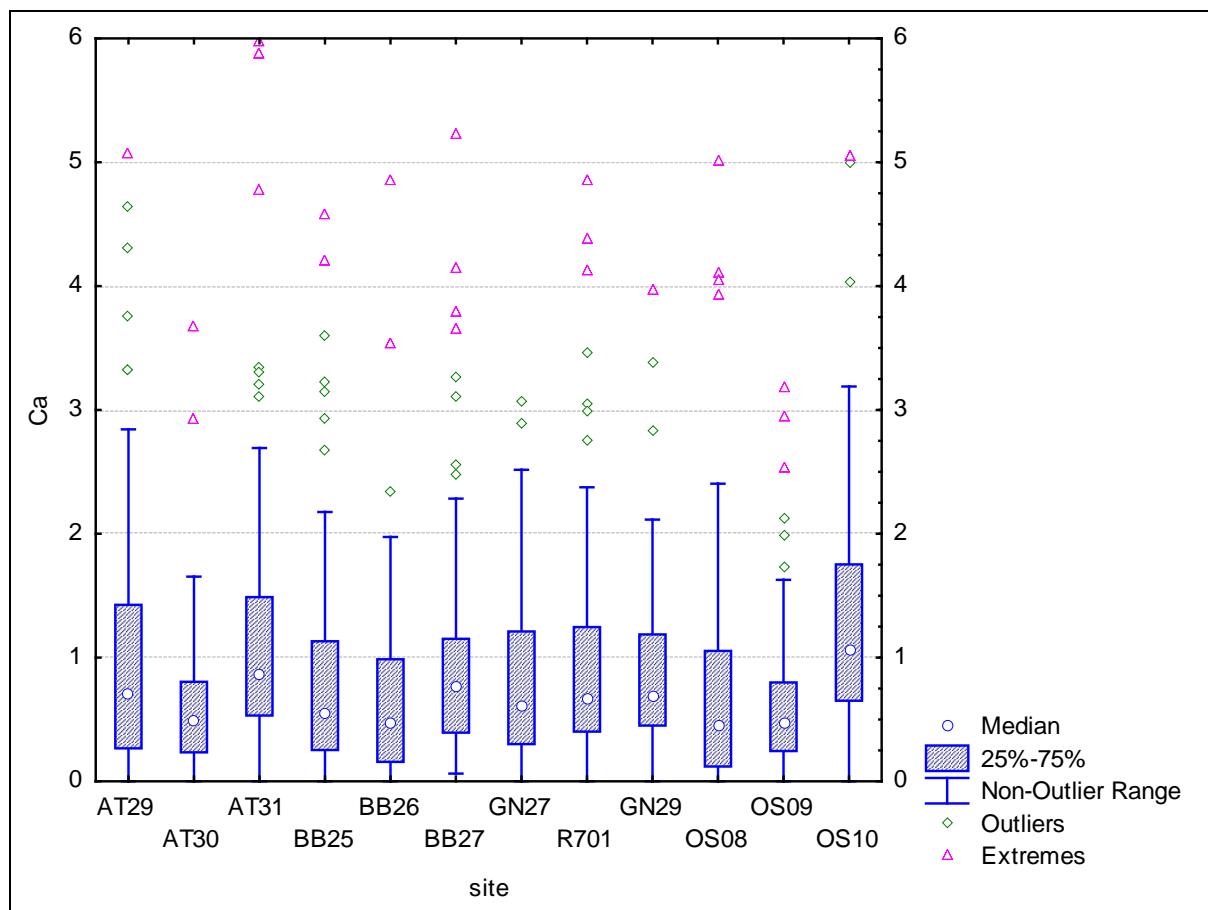
Figuur 55: Boxplot van barium (Ba) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

## 3.2.5.4 Calcium (Ca)

Elementair calcium is een typisch bodemelement, het komt zowel voor in water-oplosbare vorm, dat we meten als Ca<sup>2+</sup>, en als water-onoplosbaar Ca. Elementair Ca is in principe de som van beide vormen. Net als voor de andere bodemelementen zien we in het jaarverloop en de boxplot dat calcium in de lucht vooral een lokaal fenomeen is, met alweer verhogingen in de street canyons. Dit geeft dus terug aan dat verkeer een belangrijke rol speelt doordat het heel wat bodemstof doet heropwaaien. Verder kan slijtage van het wegdek ook bijdragen aan de concentraties. Naast verkeer kunnen lokale bouwwerken ook voor hoge concentraties zorgen.



Figuur 56: Jaarverloop van calcium (Ca) voor alle stations

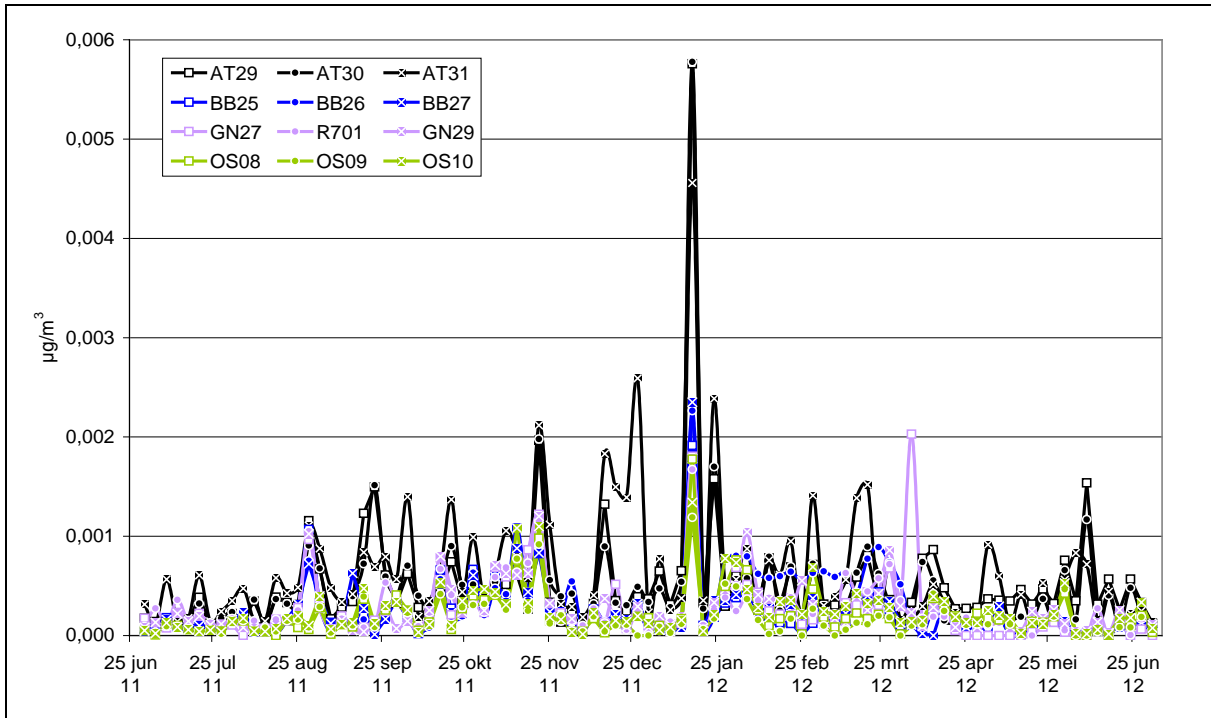


Figuur 57: Boxplot van calcium (Ca) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

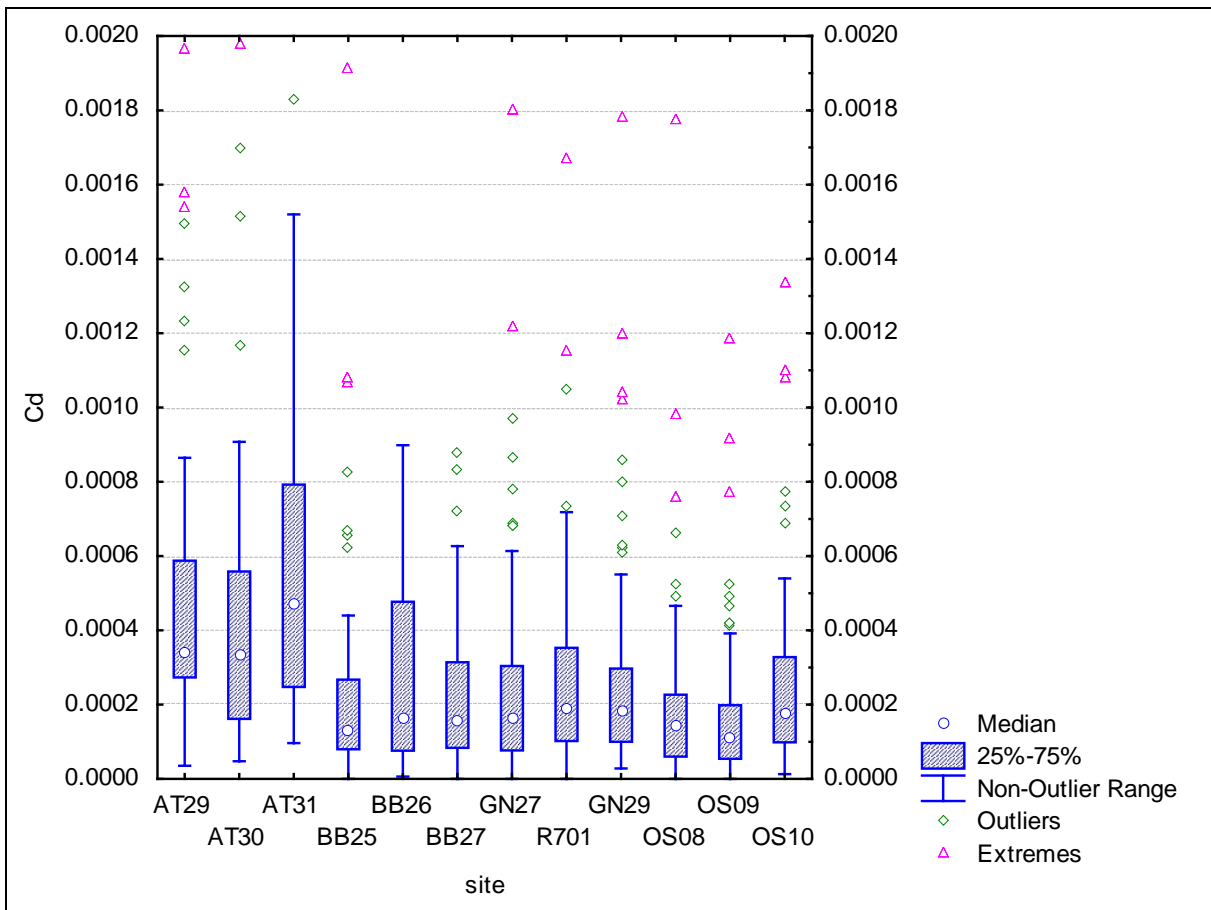
### 3.2.5.5 Cadmium (Cd)

Cadmium is een zwaar metaal dat vooral afkomstig is van de non-ferro industrie. Net als bij arseen zien we een duidelijke verhoging in Antwerpen die we ook kunnen verklaren door de aanwezigheid van Umicore in Hoboken.





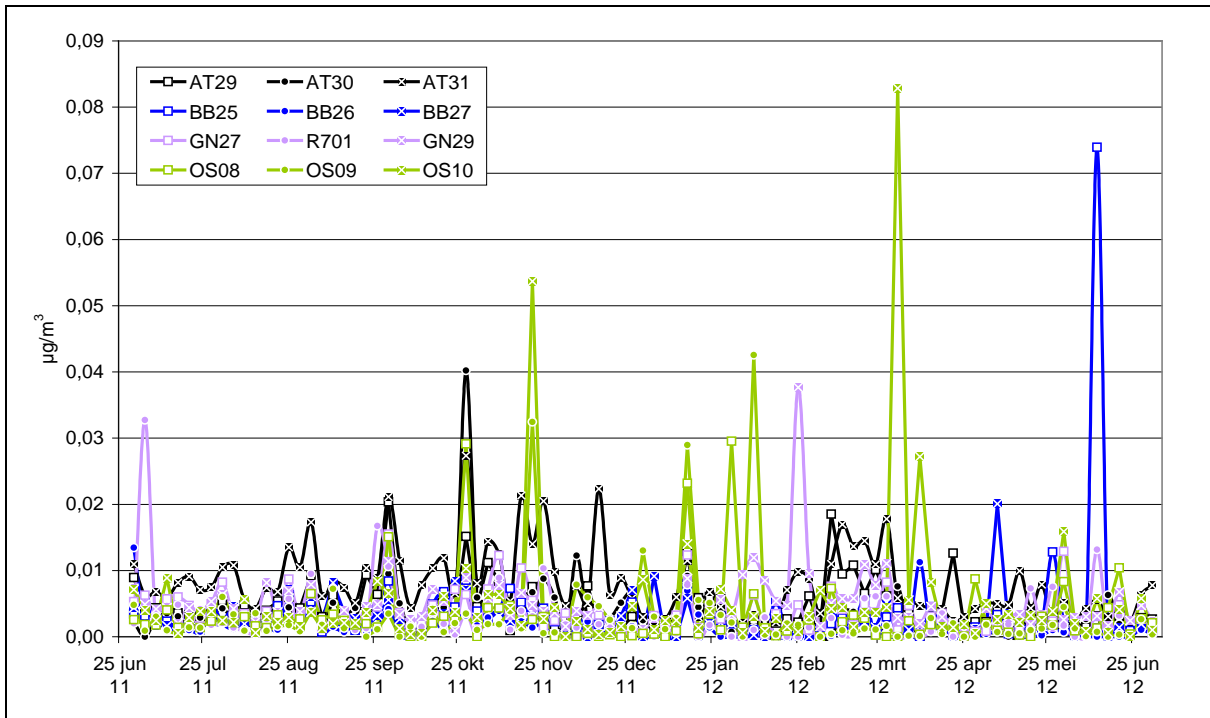
Figuur 58: Jaarverloop van cadmium (Cd) voor alle stations



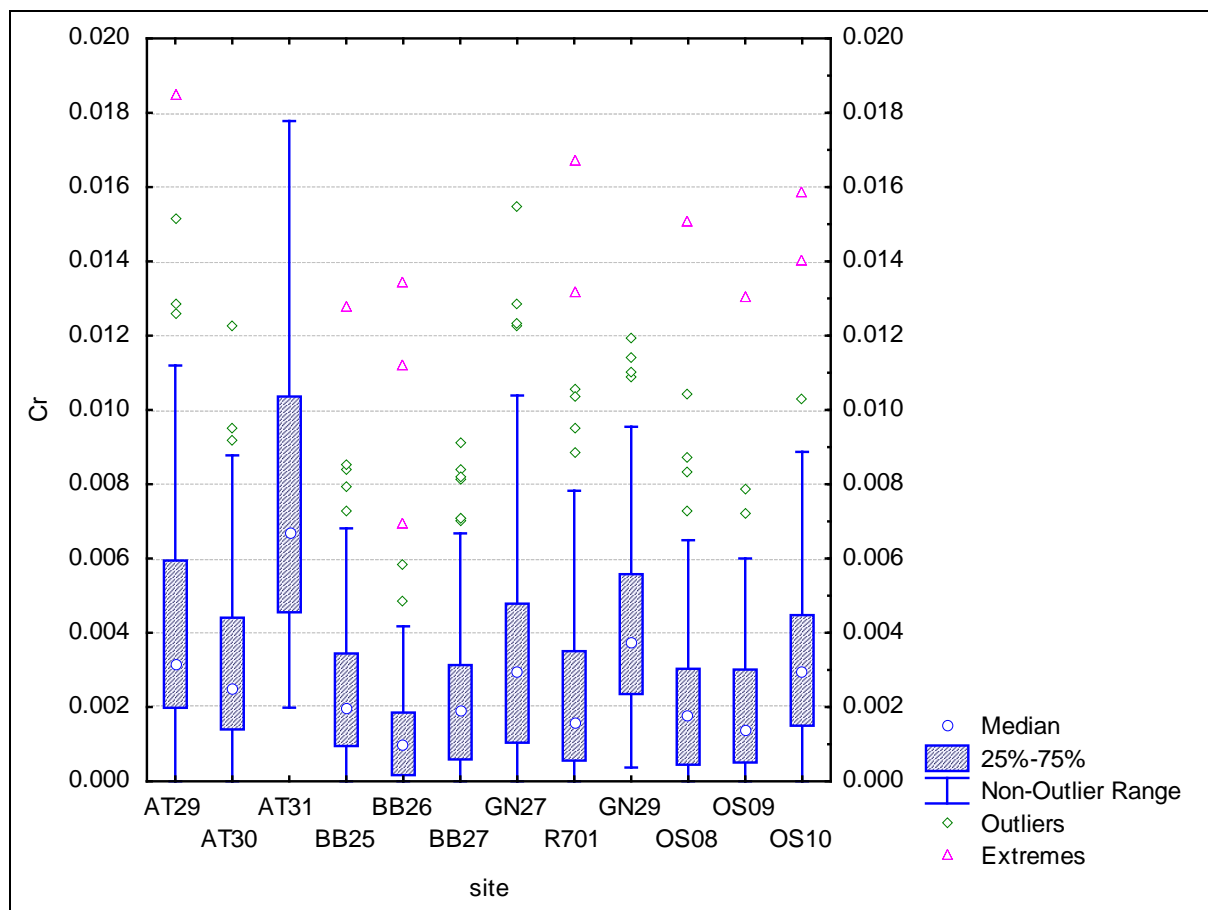
Figuur 59: Boxplot van cadmium (Cd) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

3.2.5.6 Chroom (Cr)

Chroom kan afkomstig zijn van verschillende bronnen (verkeer, metallurgie, kleurstoffen,...). Het jaarverloop en de boxplot geven aan dat chroom doorgaans verhoogd is bij de invalswegen en de street canyons. Dit geeft aan dat verkeer doorgaans de belangrijkste bron is, waarschijnlijk door slijtage van voertuigen. Daarnaast stellen we ook af en toe lokale pieken vast. De oorzaak hiervan is onduidelijk.



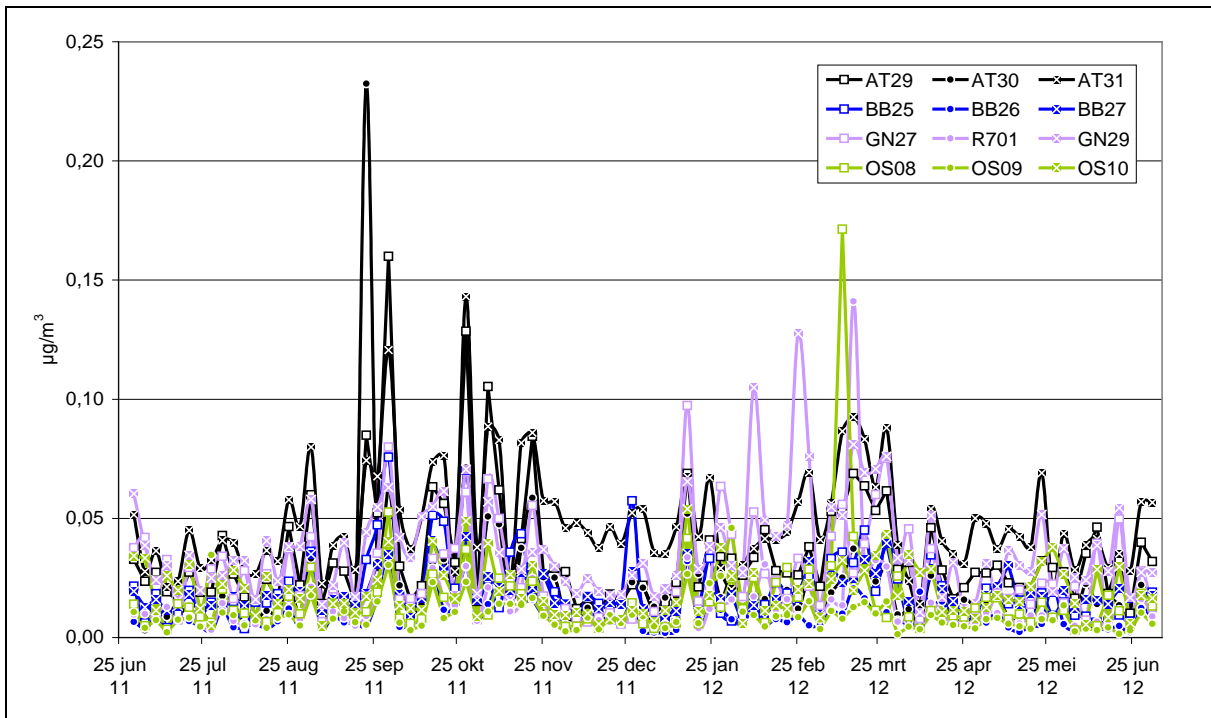
Figuur 60: Jaarverloop van chroom (Cr) voor alle stations



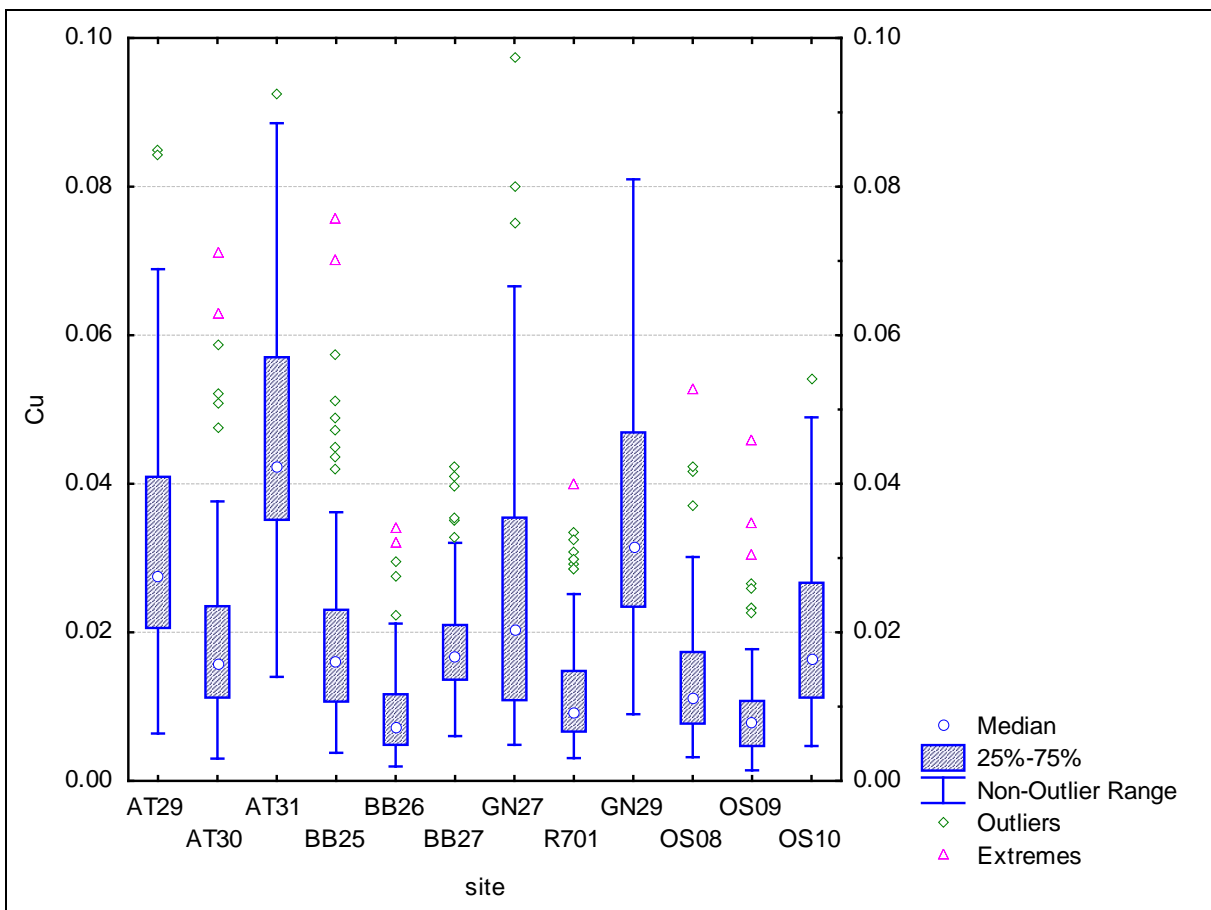
Figuur 61: Boxplot van chroom (Cr) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### 3.2.5.7 Koper (Cu)

Koper staat bekend als een typische 'tracer' voor verkeer. Het element komt vrij bij de slijtage van remmen. Het jaarverloop en de boxplot tonen sterke gelijkenissen met die van elementaire koolstof (EC). Dit bevestigt dus dat koper een zeer typisch verkeerselement is dat sterk afhankelijk is van de lokale verkeersintensiteit.



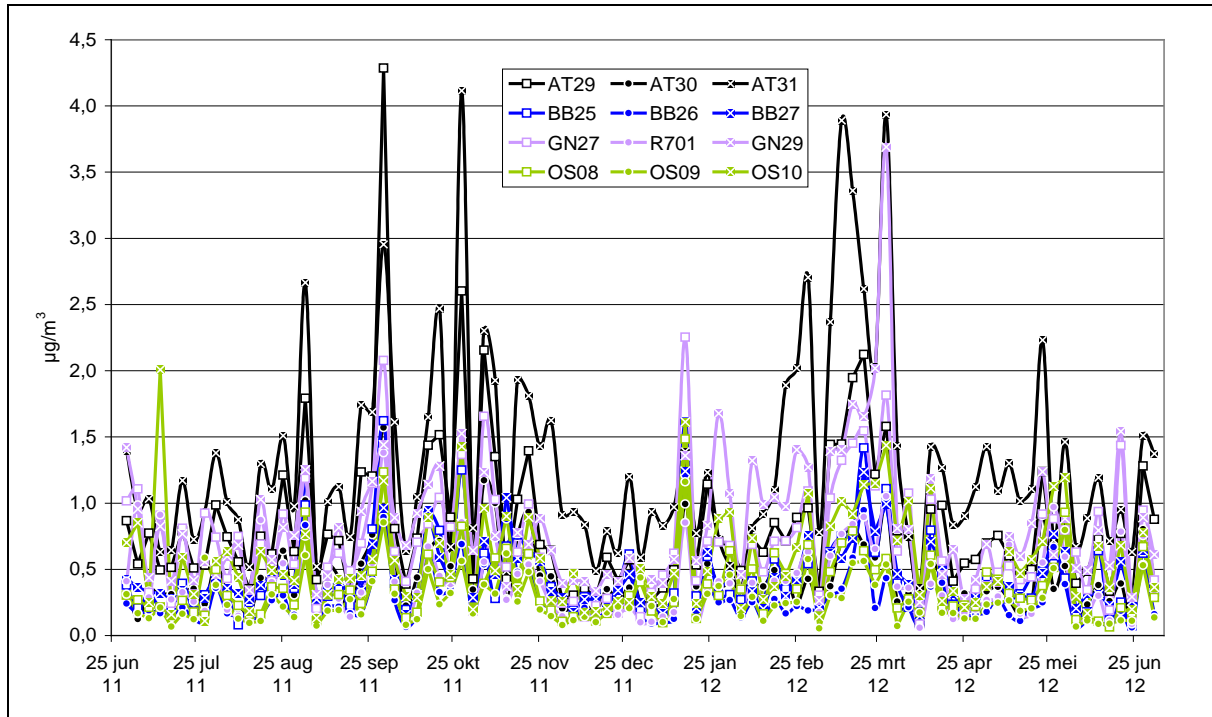
Figuur 62: Jaarverloop van koper (Cu) voor alle stations



Figuur 63: Boxplots van koper (Cu) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

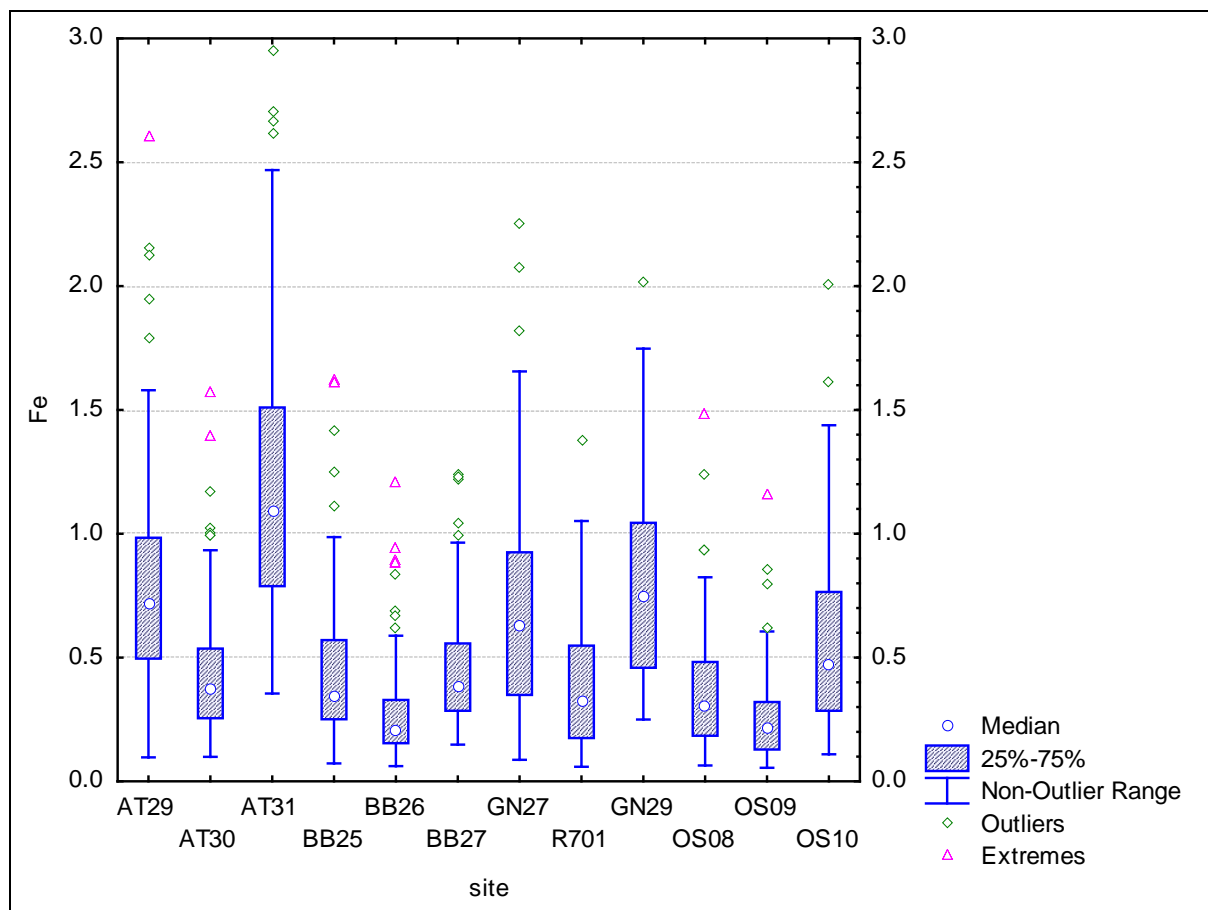
3.2.5.8 IJzer (Fe)

IJzer komt vrijwel altijd voor als ijzeroxide. Dit mineraal stof is doorgaans bodemstof, maar kan ook lokaal afkomstig zijn van ertsen die men gebruikt in de metaalindustrie. Verder is verkeer – naast het doen opwaaien van bodemstof – ook een directe bron van ijzer door de slijtage van voertuigen. Jaarverloop en boxplot tonen aan dat ijzer overal toeneemt van achtergrond naar invalsweg naar street canyon. De directe (slijtage) en indirecte (heropwaaien bodemstof) bijdrage van verkeer bepalen de concentratie van ijzer op de meetplaatsen.



Figuur 64: Jaarverloop van ijzer (Fe) voor alle stations



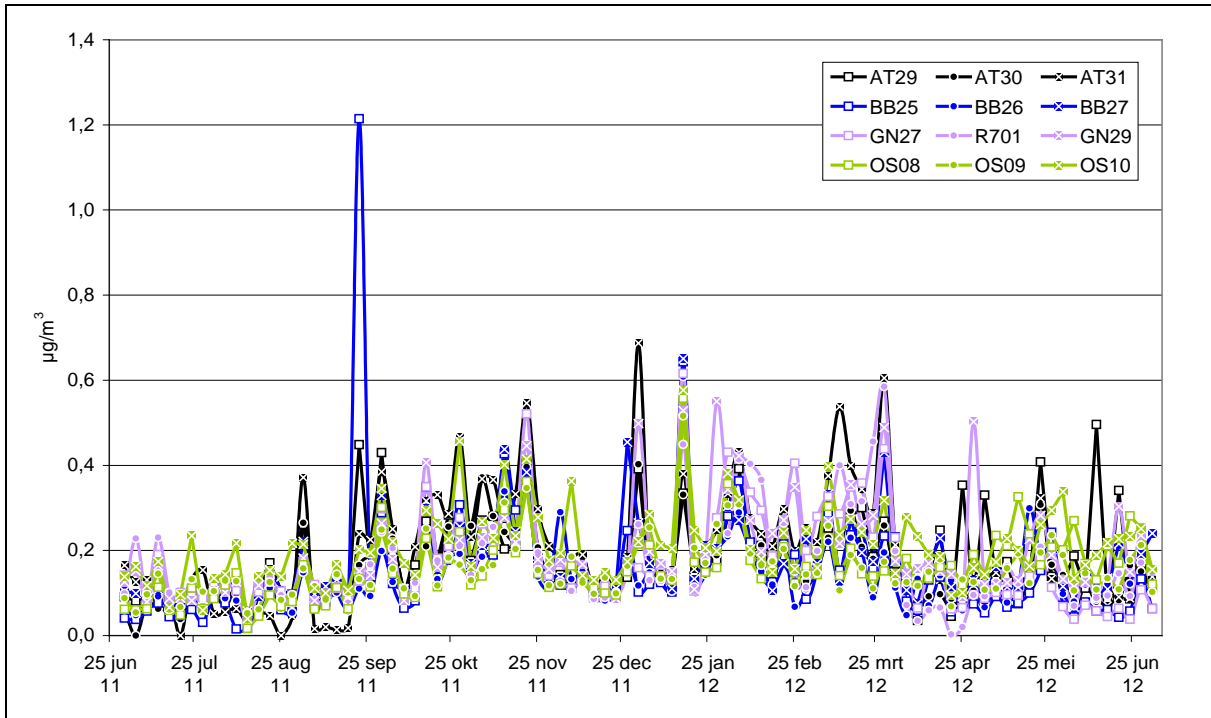


Figuur 65: Boxplot van ijzer (Fe) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

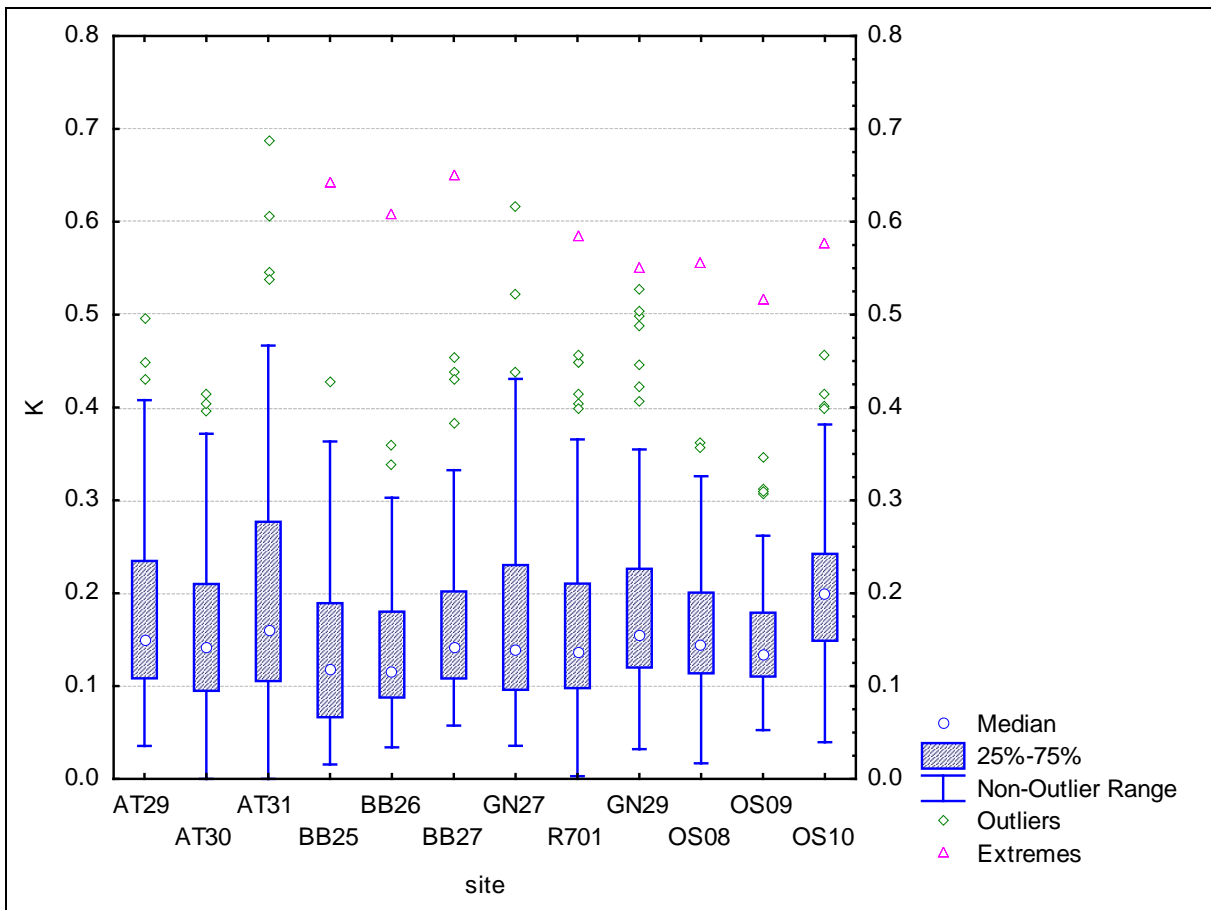
### 3.2.5.9 Kalium (K)

Net als bij calcium kan kalium voorkomen in water-oplosbare vorm (als  $\text{K}^+$ ) en water-onoplosbare vorm. Elementair kalium is in principe de som van beide.

Het jaarverloop van kalium vertoont net als bij oplosbaar  $\text{K}^+$  een verhoging tijdens de wintermaanden die waarschijnlijk het gevolg is van de bijdrage van houtverbranding. De boxplot toont net als bij  $\text{K}^+$  dat de hoogste waarden in de street canyon in Oostende voorkomen. Dit kunnen we dus verklaren door de hoge bijdrage van zeezout op deze plaats.



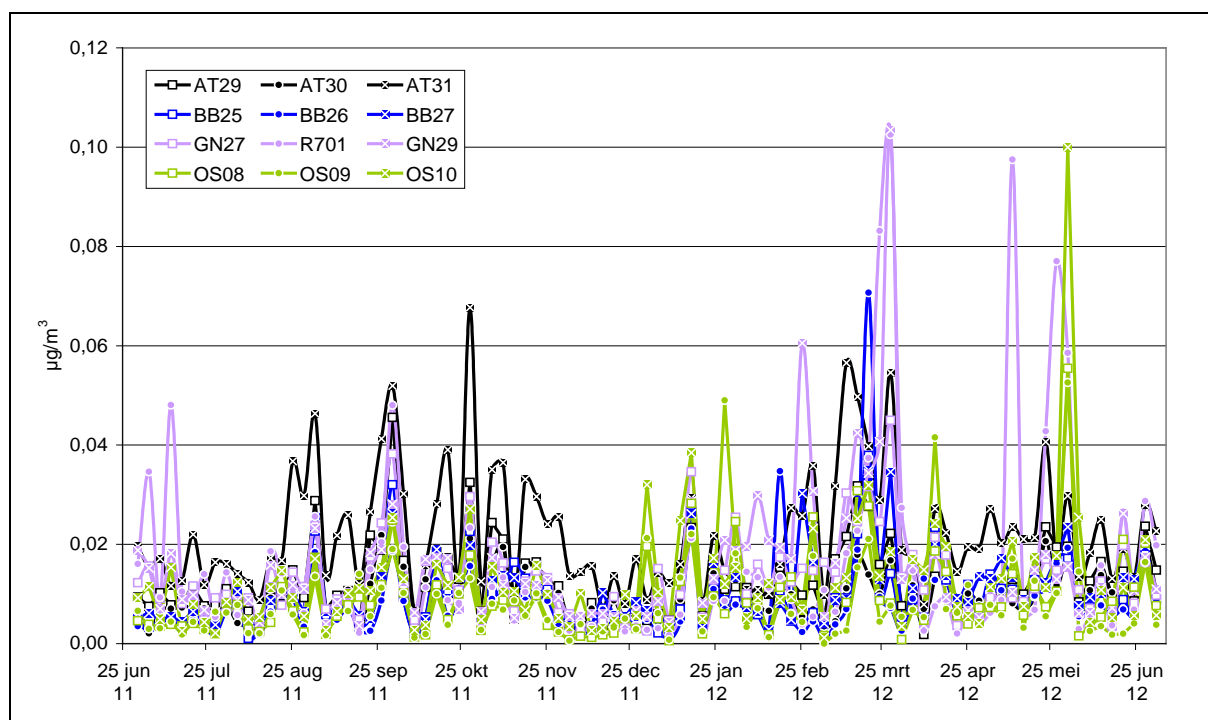
Figuur 66: Jaarverloop van kalium (K) voor alle stations



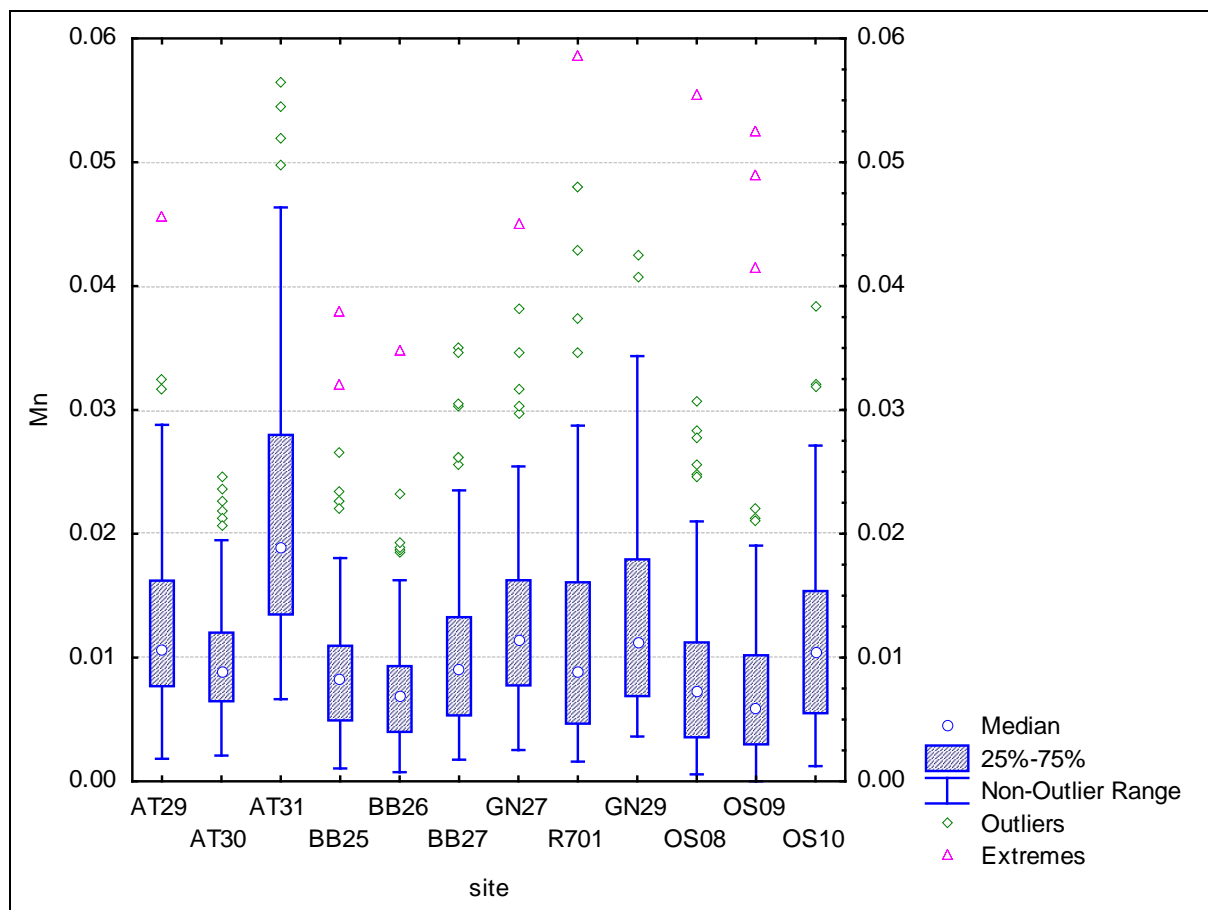
Figuur 67: Boxplot van kalium (K) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

3.2.5.10 Mangaan (Mn)

Mangaan is vooral afkomstig van mineraal stof. Zoals bij de andere minerale elementen zie we grote lokale verschillen en meten we de hoogste waarden in de street canyons door het heropwaaien van bodemstof onder invloed van verkeer en de mindere verdunning.



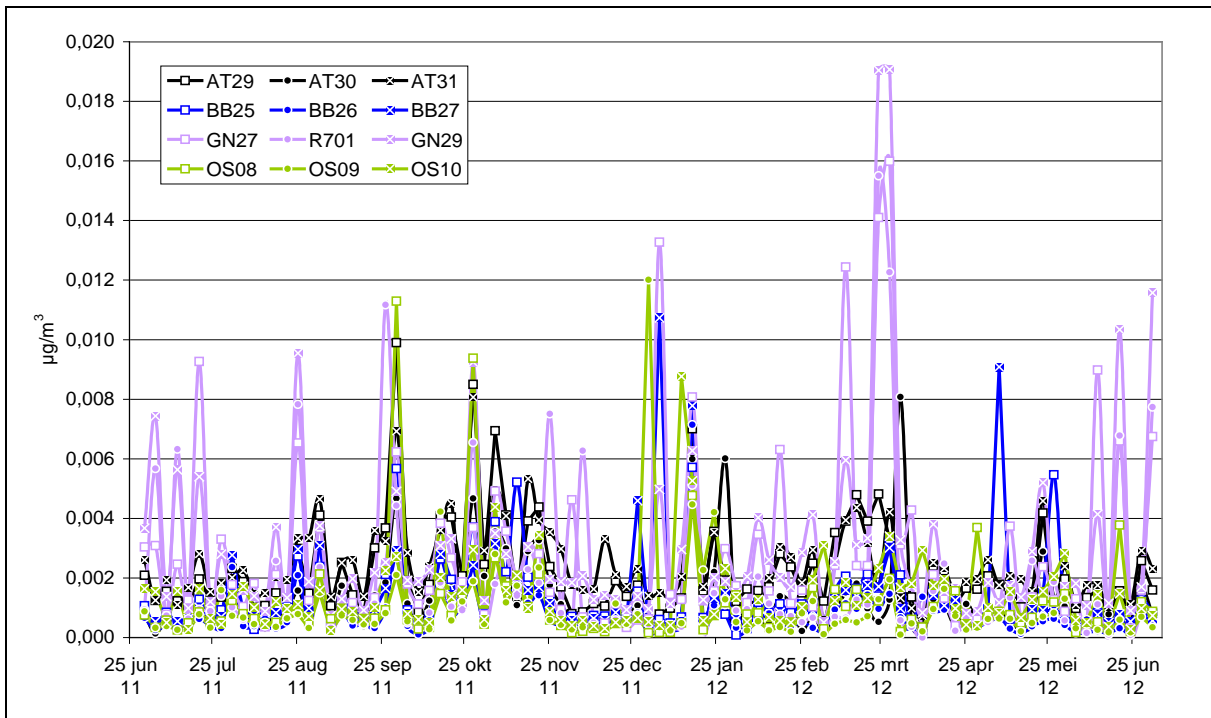
Figuur 68: Jaarverloop van mangaan (Mn) voor alle stations



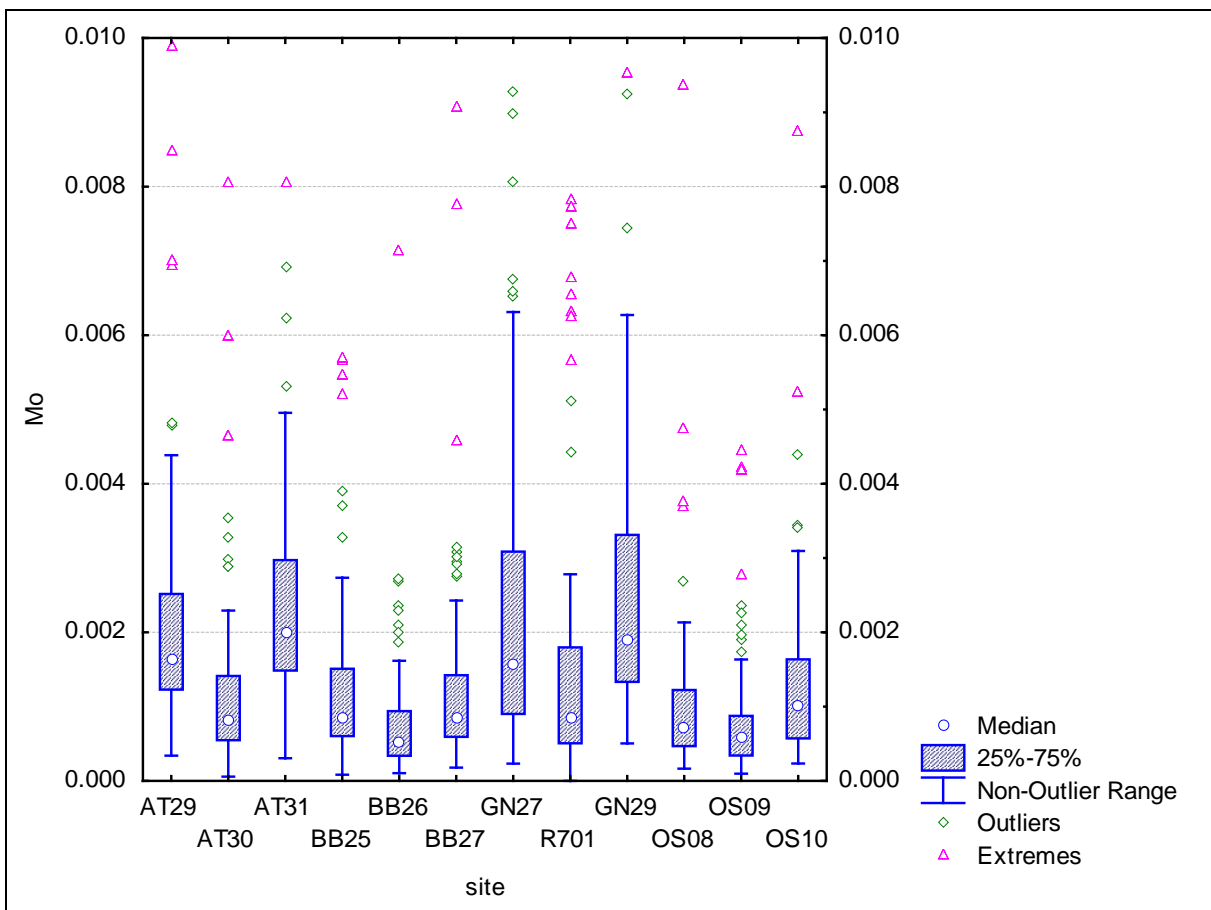
Figuur 69: Boxplot van mangaan (Mn) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### 3.2.5.11 Molybdeen (Mo)

Hoewel molybdeen heel wat verschillende toepassingen heeft, is het doorgaans een goede tracer voor dieselveerkeer omdat het een smeermiddel is voor dieselmotoren. Naast de verhogingen op de verkeerslocaties vallen ook de regelmatige hogere waarden in Gent op. De hogere concentraties in Gent kunnen we verklaren door de aanwezigheid van het bedrijf Sadaci, de grootste verwerker van molybdeen in Europa.



Figuur 70: Jaarverloop van molybdeen (Mo) voor alle stations

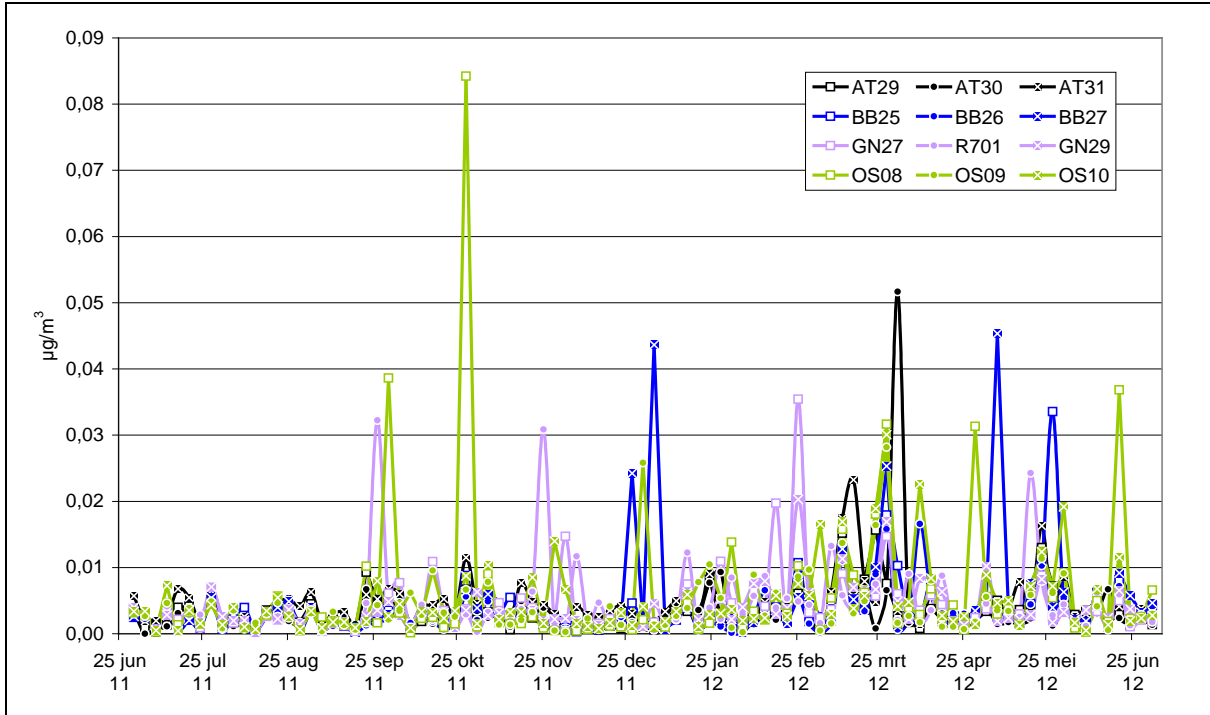


Figuur 71: Boxplot van molybdeen (Mo) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

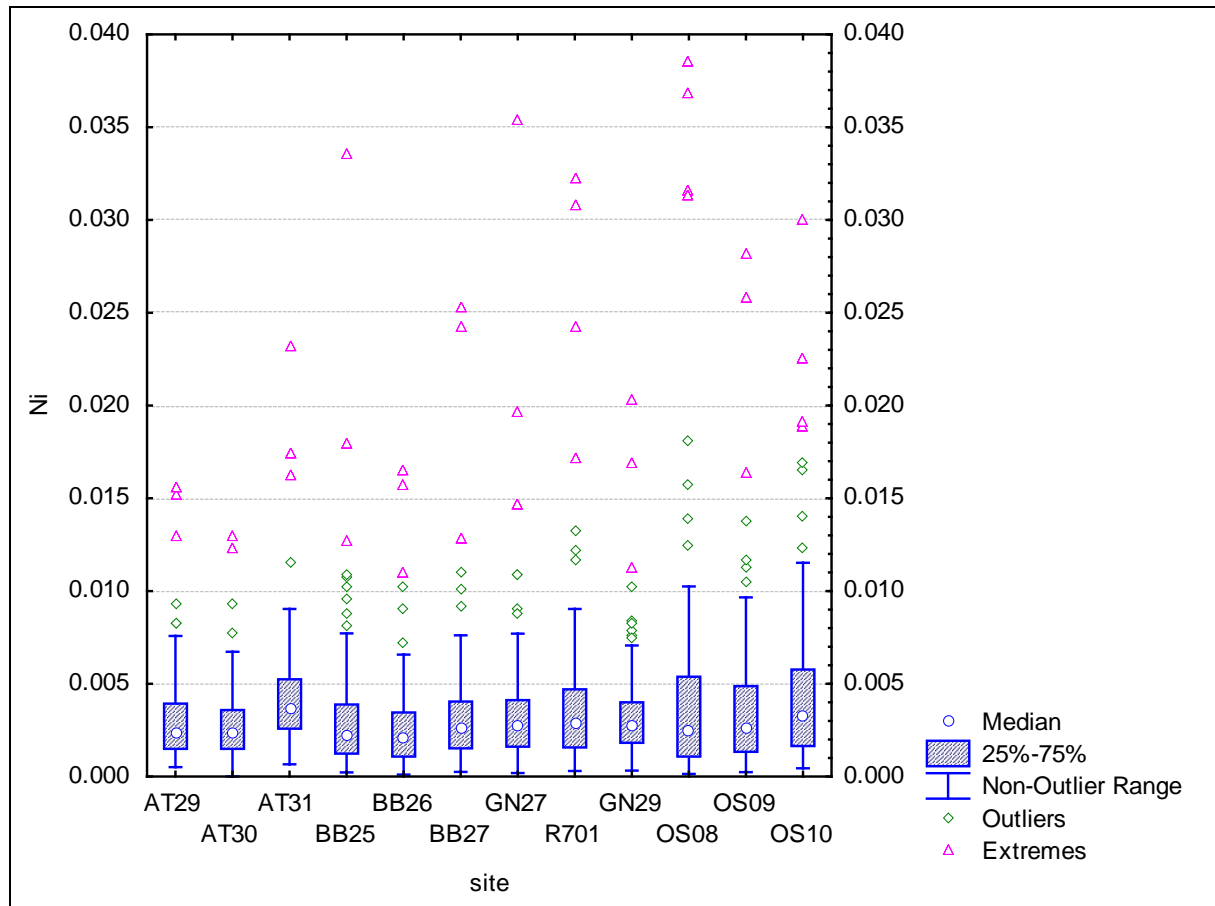


3.2.5.12 Nikkel (Ni)

Nikkel is vooral afkomstig van de petrochemie en metaalindustrie. Samen met vanadium is het een tracer voor de verbranding van zware olie. Het jaarverloop en de boxplot tonen aan dat we wel af en toe pieken meten, maar dat de algemene concentraties eigenlijk niet zoveel verschillen tussen de meetplaatsen. Dit geeft dus ook aan dat er nog andere bronnen zijn voor nikkel, en dat de bijdrage van zware olie minder doorweegt dan bij vanadium.



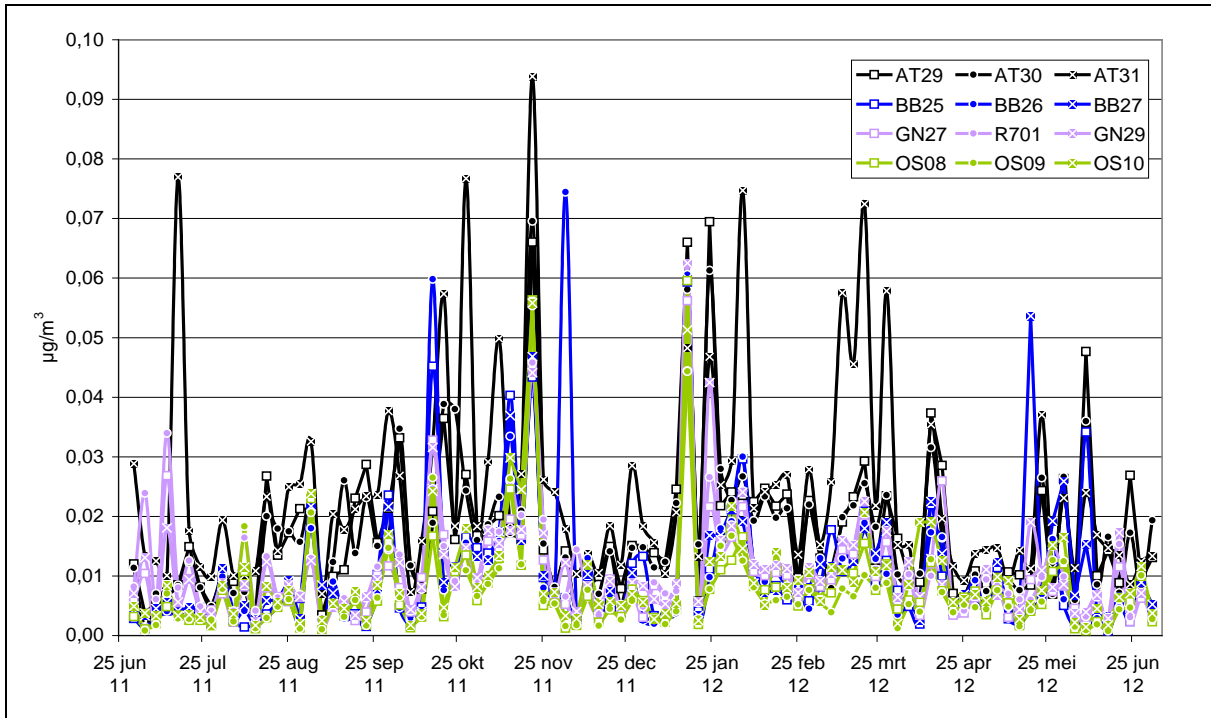
Figuur 72: Jaarverloop van nikkel (Ni) voor alle stations



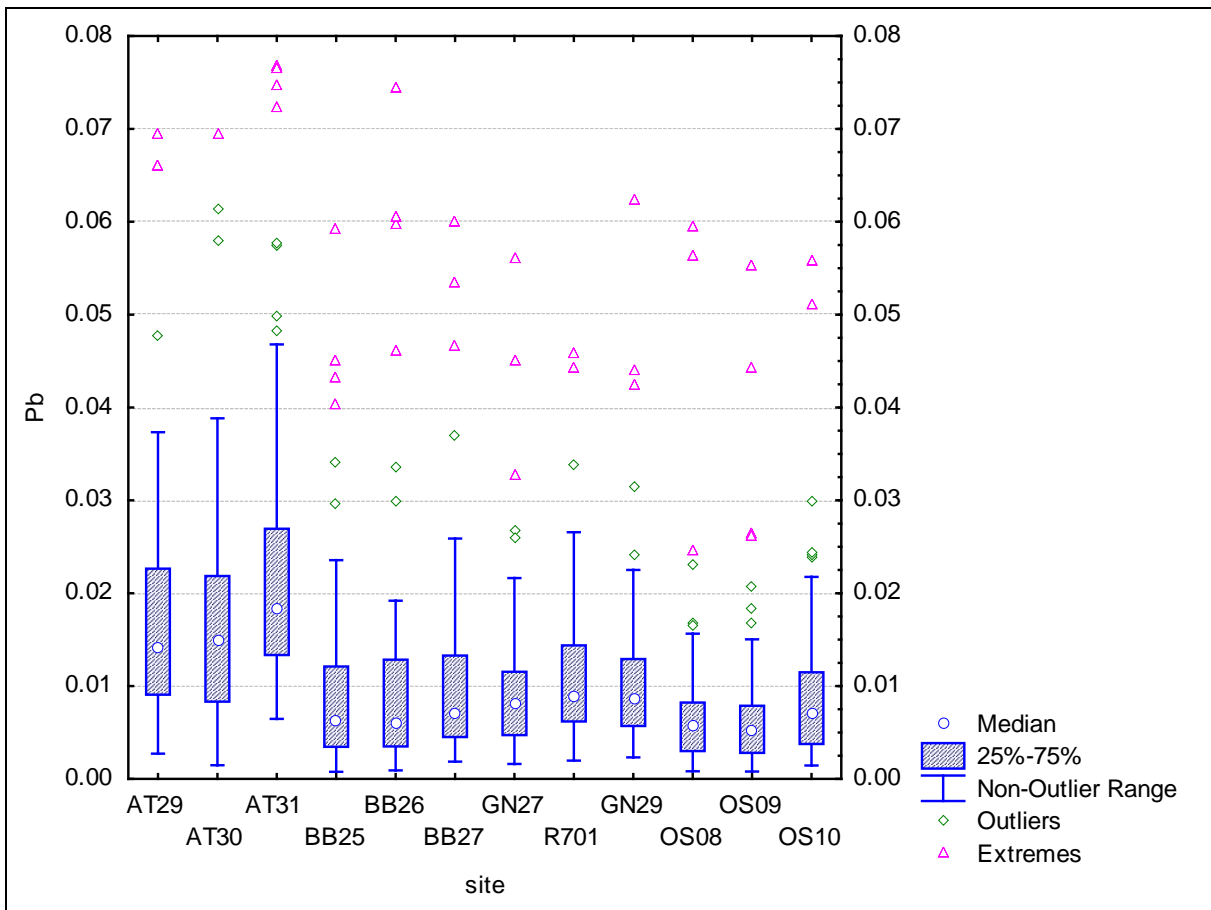
Figuur 73: Boxplot van nikkel (Ni) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### 3.2.5.13 Lood (Pb)

Lood is een zwaar metaal met tal van toepassingen. Naast uitstoot door de metaalindustrie kan ook de verbranding van met loodverf behandeld hout een bron zijn. Het jaarverloop en de boxplot tonen aan dat de concentraties het hoogst zijn in Antwerpen. Net als bij cadmium en arseen kunnen we dit verklaren door de aanwezigheid van Umicore in Hoboken.



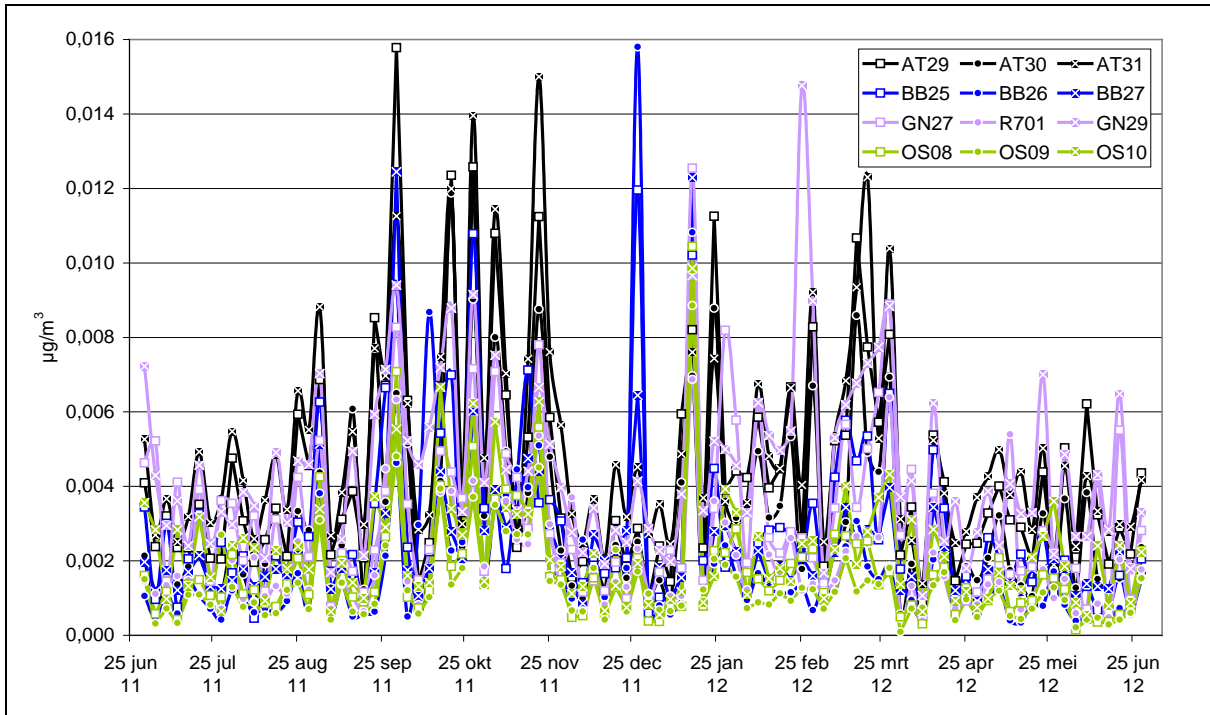
Figuur 74: Jaarverloop van lood (Pb) voor alle stations



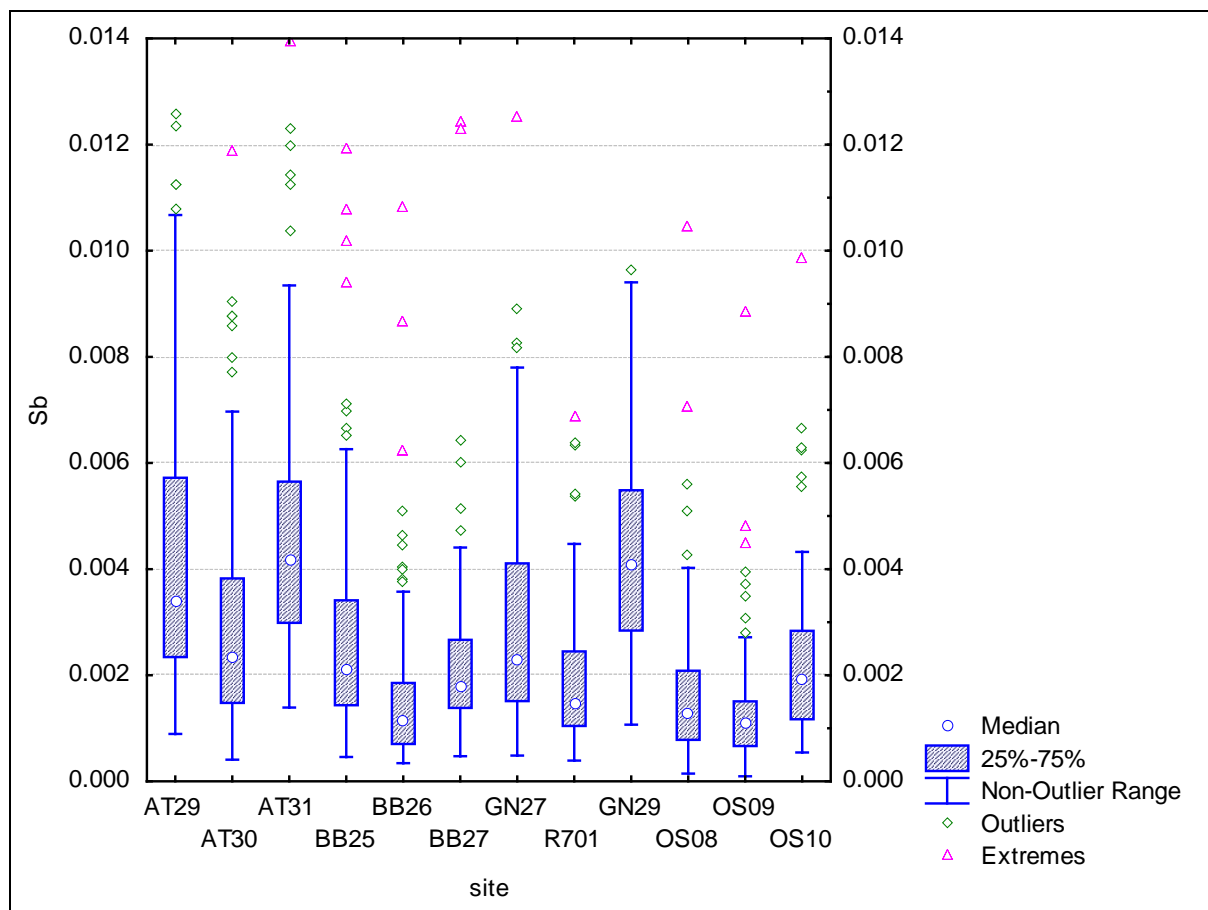
Figuur 75: Boxplot van lood (Pb) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

3.2.5.14 Antimoon (Sb)

Antimoon kent een hele reeks toepassingen maar is in de lucht vooral afkomstig van verkeer door de slijtage van remmen. Het jaarverloop en de boxplot laten ook zien dat verkeer de belangrijkste bron is. De concentraties zijn overal het hoogst op de invalswegen en street canyons. Verder zien we ook wel een algemene verhoging in Antwerpen en in Gent.



Figuur 76: Jaarverloop van antimoon (Sb) voor alle stations

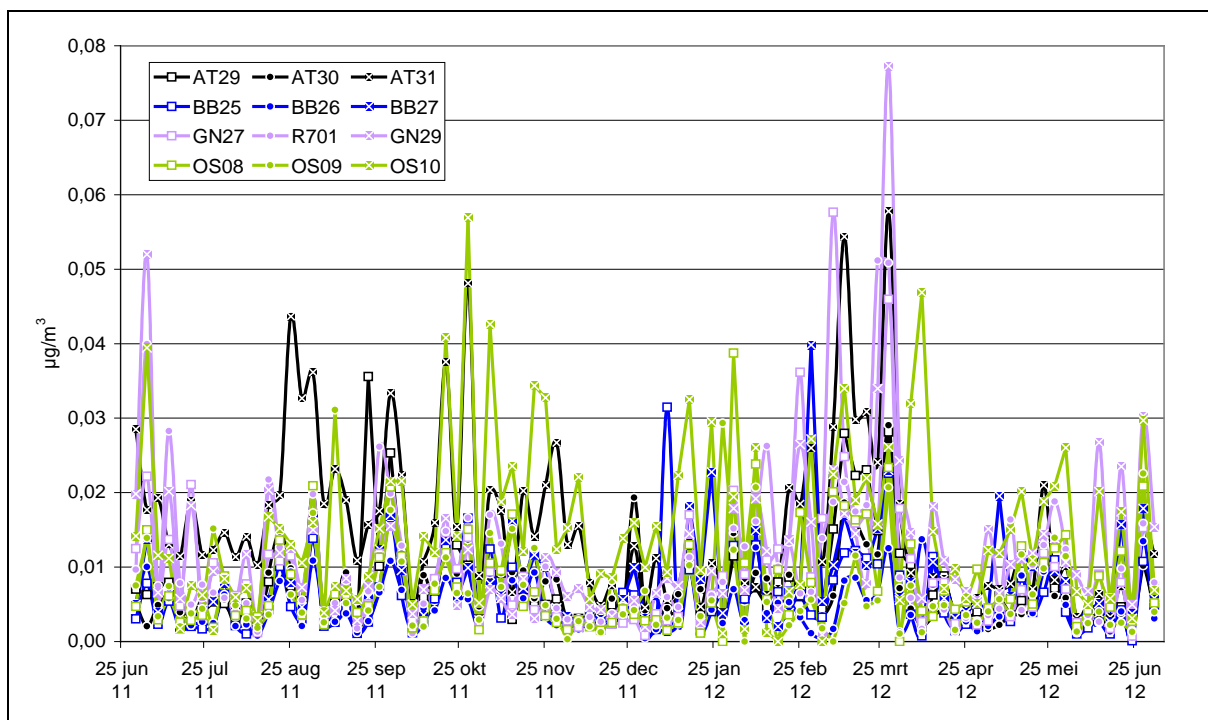


Figuur 77: Boxplot van antimoon (Sb) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

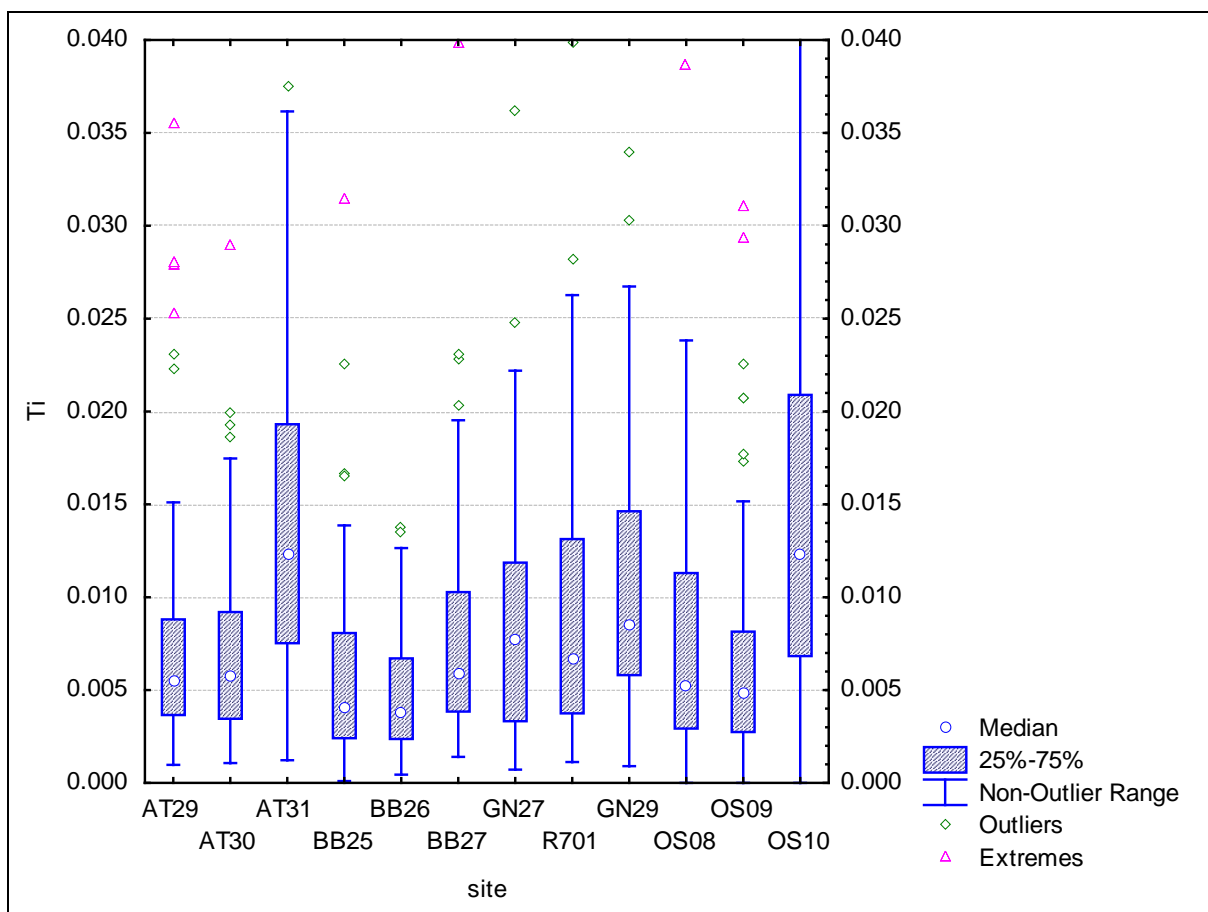
### 3.2.5.15 Titaan (Ti)

Titaan is een typisch bodemelement. Zoals bij de andere bodemelementen zijn er grote lokale verschillen en meten we de hoogste concentraties in de street canyons. Ook hier springen de street canyons in Antwerpen en Oostende er nog meer uit dan in de andere steden. Dit lijkt dus weer de hypothese te bevestigen dat verkeer een belangrijke rol speelt door het heropwaaien van bodemstof in street canyons.





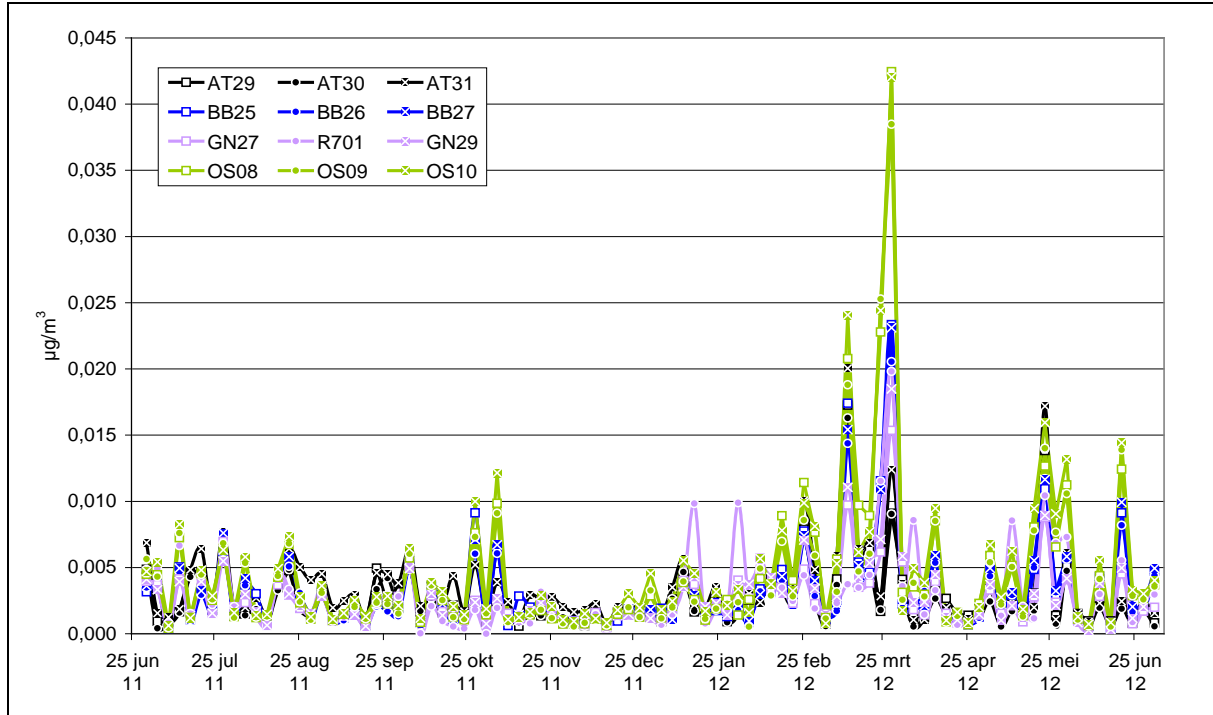
Figuur 78: Jaarverloop van titaan (Ti) voor alle stations



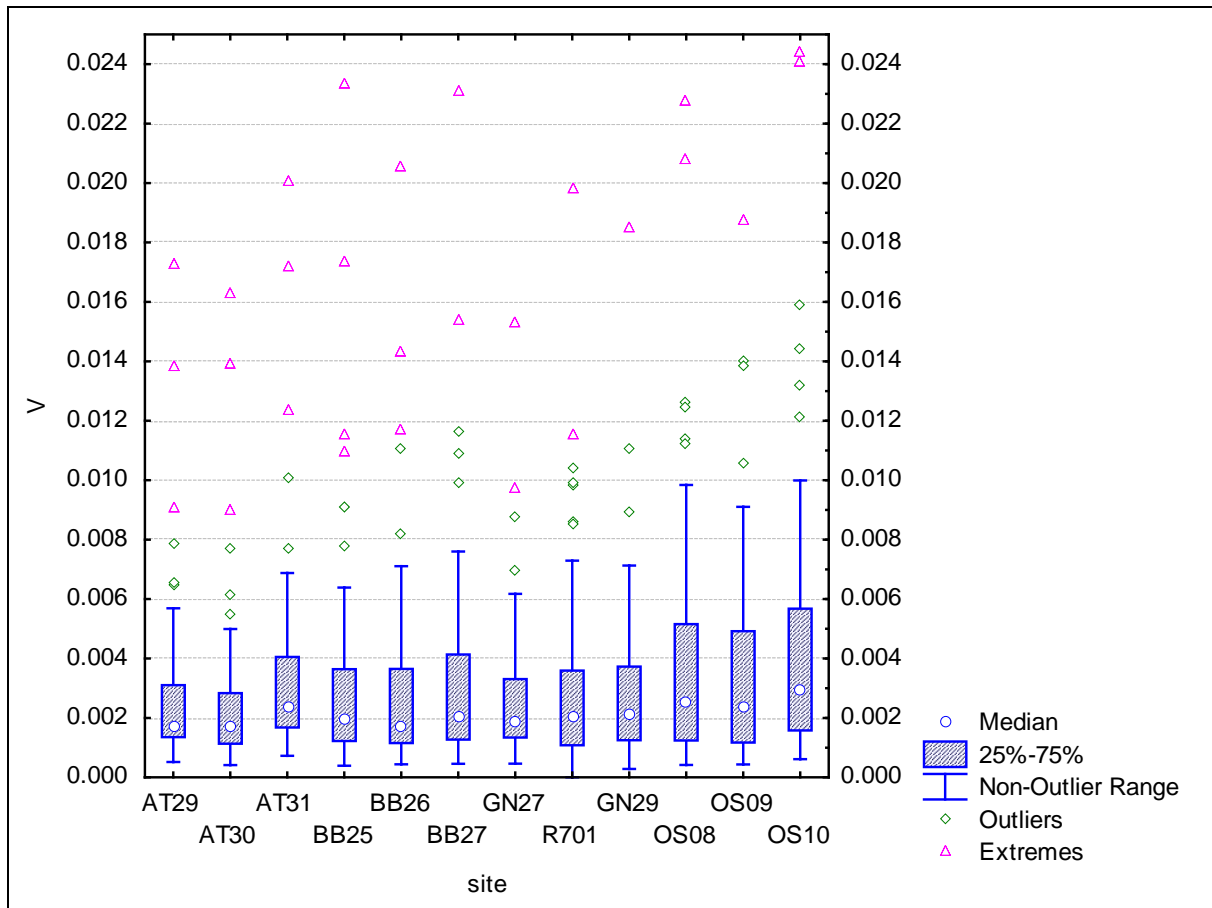
Figuur 79: Boxplot van titaan (Ti) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

## 3.2.5.16 Vanadium (V)

Vanadium is net als nikkel een vrij specifieke tracer voor de verbranding van zware olie. In tegenstelling tot nikkel zijn er echter weinig andere noemenswaardige bronnen. Enkel bodemstof kan ook nog voor een kleine bijdrage zorgen. Het jaarverloop en de boxplot tonen aan dat de concentraties het dichtst bij de kust hoger liggen. Dit komt vermoedelijk door het gebruik van zware olie op zeeschepen.



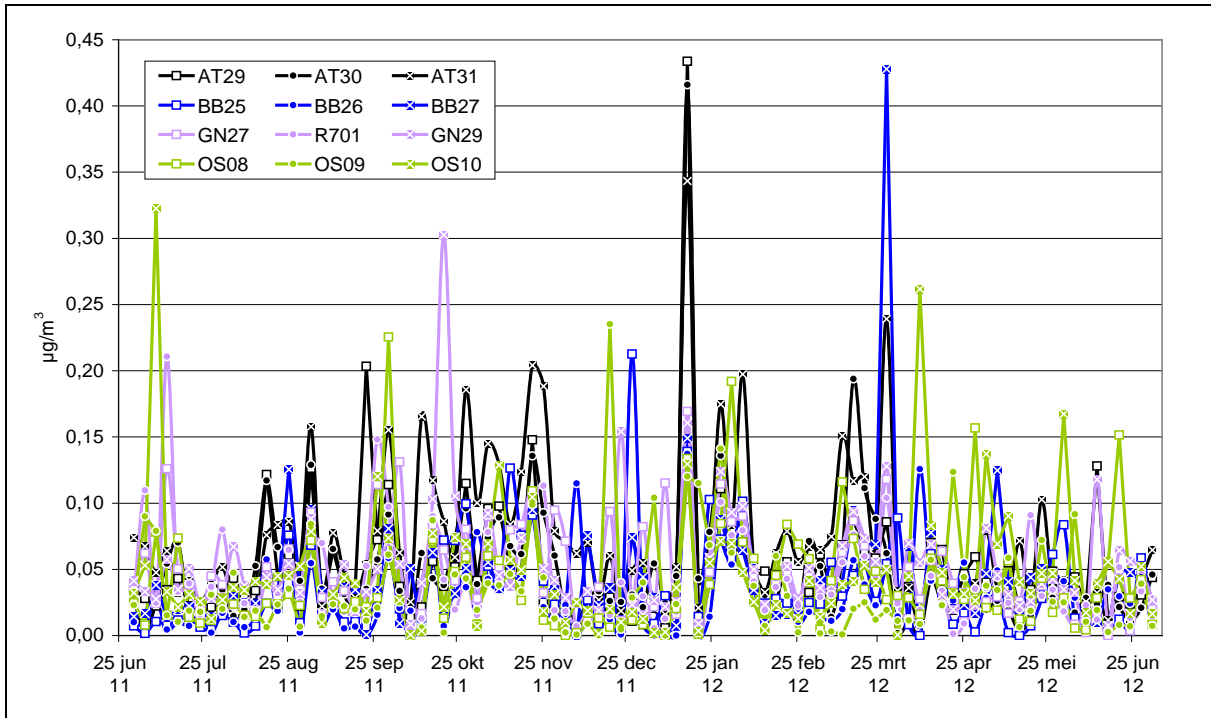
Figuur 80: Jaarverloop van vanadium (V) voor alle stations



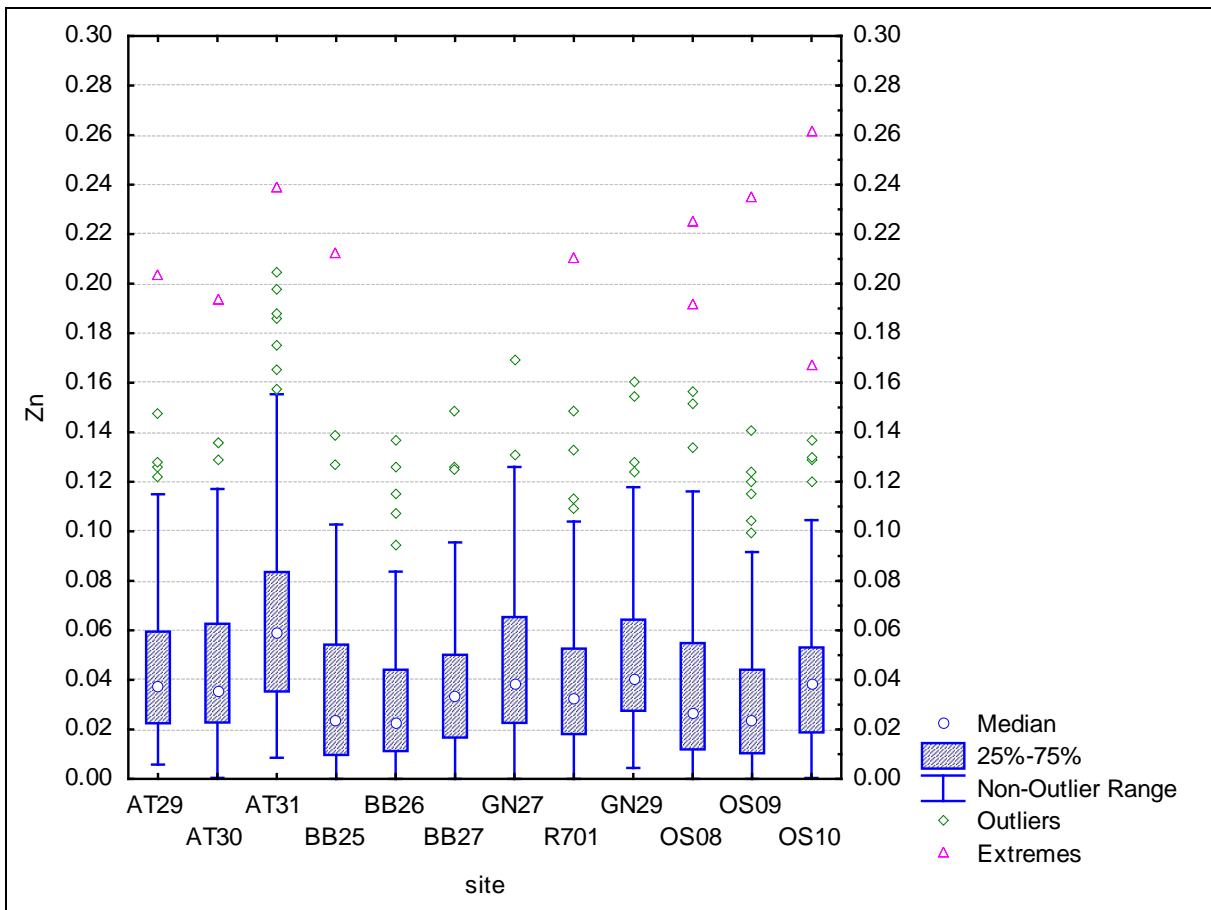
Figuur 81: Boxplot van vanadium (V) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### 3.2.5.17 Zink (Zn)

Zink kent verschillende bronnen, naast metallurgie en andere industriële processen is slijtage van autobanden ook een belangrijke bron. Het jaarverloop en de boxplot geven aan dat zink in de lucht een vrij lokaal fenomeen is. De hoogste concentraties meten we doorgaans in de street canyons. De relatieve verschillen zijn minder groot dan bij de pure verkeerstracers zoals EC en koper. Dit geeft aan dat er waarschijnlijk ook een meer regionale bijdrage is.



Figuur 82: Jaarverloop van zink (Zn) voor alle stations



Figuur 83: Boxplot van zink (Zn) voor alle stations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### 3.3 Gemiddelden van de gemeten parameters

#### 3.3.1 PM<sub>10</sub>, EC/OC en ionen

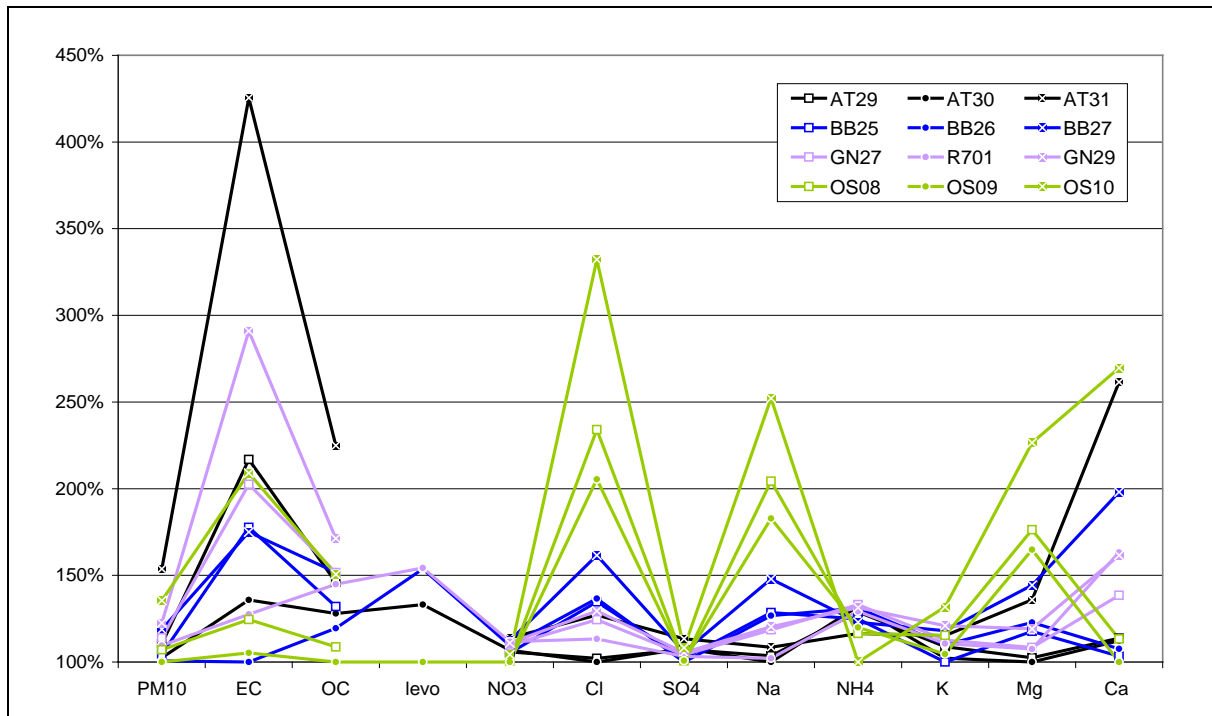
Tabel 7 toont de gemiddelde waarden van PM<sub>10</sub>, EC/OC en ionen per meetplaats en Figuur 84 drukt deze cijfers uit in verhouding tot de meetplaats met de laagste waarde van de 12 meetplaatsen. Op deze manier is het eenvoudig te zien waar de grootste lokale verhogingen zijn. De belangrijkste vaststellingen zijn:

- In alle steden meten we de hoogste **PM<sub>10</sub>**-concentraties in de street canyons.
- Voor de **secundaire anorganische componenten** (nitraat, sulfaat en ammonium) zijn de relatieve verschillen het kleinst. De lagere concentratie aan ammonium in de street canyon in Oostende is opvallend en heeft mogelijk te maken met de hoge concentraties aan zeezout.
- Natrium, magnesium en chloride zijn hoger naarmate de meetplaats dichterbij de kust ligt. Dit geeft aan dat **zeezout** veruit de belangrijkste bron is voor deze ionen.
- De grootste relatieve verschillen zien we verder voor **EC, OC en calcium**. Hierbij meten we vooral hogere waarden op de verkeerslocaties, en vooral in de street canyons. Dit heeft vrijwel zeker te maken met de bijdrage door verkeer en de minder goede verdunning in de street canyons.

Tabel 7: Gemiddelden van PM<sub>10</sub>, EC/OC en ionen voor alle stations

(µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub>	EC	OC	Levo.	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>
AT29	28,0	1,44	3,75		5,28	0,82	2,84	0,74	2,04	0,13	0,13	0,38
AT30	26,0	0,90	3,28	0,13	5,33	0,81	2,85	0,72	2,09	0,12	0,12	0,38
AT31	38,9	2,82	5,77		5,68	1,02	3,00	0,78	1,84	0,13	0,17	0,87
BB25	26,5	1,18	3,39		5,26	1,09	2,70	0,92	1,97	0,12	0,14	0,35
BB26	25,5	0,66	3,07	0,15	5,47	1,10	2,64	0,91	2,07	0,13	0,15	0,36
BB27	30,1	1,16	3,89		5,61	1,30	2,80	1,06	1,94	0,14	0,18	0,66
GN27	28,9	1,34	3,89		5,48	1,00	2,75	0,85	2,10	0,13	0,13	0,46
R701	27,8	0,84	3,72	0,15	5,58	0,91	2,73	0,73	2,04	0,13	0,13	0,55
GN29	31,0	1,93	4,40		5,54	1,04	2,79	0,86	2,07	0,14	0,15	0,54
OS08	27,1	0,83	2,79		5,02	1,89	2,66	1,47	1,84	0,13	0,22	0,38
OS09	25,3	0,70	2,57	0,10	4,99	1,66	2,66	1,31	1,90	0,12	0,20	0,33
OS10	34,3	1,39	3,87		5,21	2,68	2,86	1,81	1,58	0,15	0,28	0,90
<b>Alle plaatsen</b>	<b>29,1</b>	<b>1,26</b>	<b>3,70</b>	<b>0,13</b>	<b>5,37</b>	<b>1,28</b>	<b>2,77</b>	<b>1,01</b>	<b>1,96</b>	<b>0,13</b>	<b>0,17</b>	<b>0,51</b>





Figuur 84: Verhouding van de gemiddelde concentraties van PM<sub>10</sub>, EC/OC en ionen per meetplaats, ten opzichte van het laagste gemiddelde

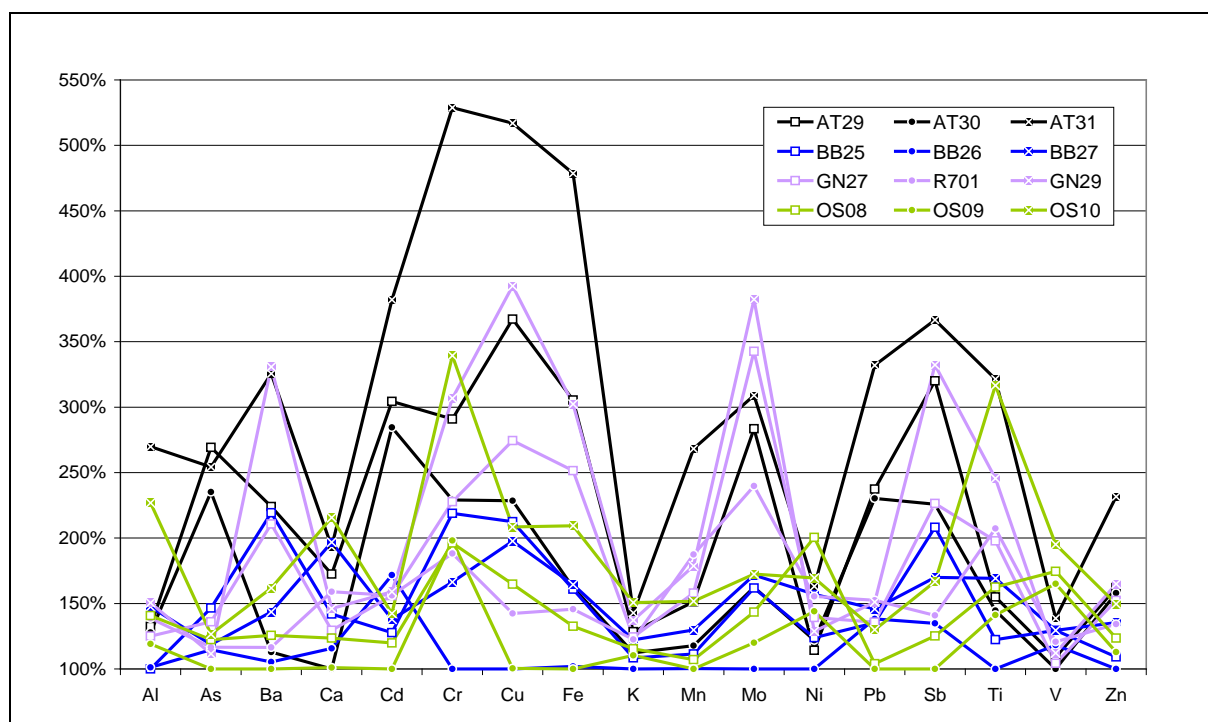
### 3.3.2 Elementen

Tabel 8 toont de gemiddelden per meetplaats en Figuur 85 drukt deze cijfers uit in verhouding tot de meetplaats met het laagste gemiddelde van de 12 meetplaatsen. De belangrijkste vaststellingen zijn:

- Er zijn **grote lokale verschillen** voor de meeste elementen. Dit geeft aan dat we vooral met lokale bronnen te maken hebben.
- Op de meetplaatsen met veel verkeer, en vooral in de **street canyons**, zien we gemiddelden die vaak een veelvoud zijn van de gemiddelden op de achtergrondplaatsen. Het gaat hierbij om elementen zoals Al, Ba, Ca, Cu, Cr, Fe, Mn, Sb, Ti, Zn.
- Van sommige elementen (Cu, Cr, Sb, Zn,...) weten we dat ze **rechtstreeks van verkeer** komen. Hun hoge concentraties liggen dus volledig binnen de verwachtingen. Ze zijn het gevolg van meer verkeer en minder verdunning in de street canyons.
- De hoge concentraties van de typische bodemelementen (Al, Fe, Ca, Ti) zijn opvallend. Dit geeft aan dat **verkeer voor een bijdrage zorgt door het heropwaaien** van bodemstof.
- Voor **V** zien we hogere waarden dicht bij de kust. Dit komt waarschijnlijk door de bijdrage van de zeescheepvaart die zware olie verbrandt.
- In **Antwerpen zijn As, Cd en Pb** een stuk hoger dan in de andere steden. Dit komt waarschijnlijk door de aanwezigheid van Umicore in Hoboken.
- In **Gent is Mo** duidelijk hoger dan in de andere steden. Dit komt waarschijnlijk door het bedrijf Sadaci in Evergem, de grootste verwerker van Mo in Europa.

Tabel 8: Gemiddelden van de bepaalde elementen voor alle stations

(ng/m <sup>3</sup> )	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Ti	V	Zn
<b>AT29</b>	141	1,70	14	1070	0,52	4,4	34	840	179	13	2,2	3,2	17	4,4	7,4	2,7	51
<b>AT30</b>	136	1,49	7	620	0,48	3,5	21	450	156	10	1,3	3,5	17	3,1	6,9	2,5	50
<b>AT31</b>	287	1,61	20	1200	0,65	8,0	49	1310	199	22	2,4	4,6	24	5,0	15,4	3,4	73
<b>BB25</b>	107	0,93	14	880	0,22	3,3	20	440	151	9	1,3	3,5	10	2,8	5,9	3,2	34
<b>BB26</b>	108	0,73	7	720	0,29	1,5	9	280	139	8	0,8	2,8	10	1,8	4,8	2,9	31
<b>BB27</b>	157	0,75	9	1220	0,23	2,5	19	450	170	11	1,4	4,4	11	2,3	8,1	3,2	42
<b>GN27</b>	133	0,86	13	800	0,26	3,4	26	690	173	13	2,7	3,9	10	3,1	9,5	2,6	48
<b>R701</b>	148	0,74	7	990	0,26	2,8	13	400	171	15	1,9	4,4	11	1,9	9,9	3,0	42
<b>GN29</b>	160	0,71	21	910	0,27	4,6	37	830	191	15	3,0	3,6	11	4,5	11,8	2,8	52
<b>OS08</b>	150	0,77	8	770	0,20	3,0	15	360	161	9	1,1	5,7	8	1,7	7,8	4,3	39
<b>OS09</b>	127	0,63	6	630	0,17	3,0	9	270	154	8	0,9	4,1	7	1,4	6,8	4,1	35
<b>OS10</b>	242	0,80	10	1340	0,24	5,1	20	570	210	13	1,4	4,8	9	2,3	15,2	4,8	47
<b>Alle plaat- sen</b>	<b>158</b>	<b>0,98</b>	<b>11</b>	<b>930</b>	<b>0,32</b>	<b>3,8</b>	<b>23</b>	<b>575</b>	<b>171</b>	<b>12</b>	<b>1,7</b>	<b>4,0</b>	<b>12</b>	<b>2,9</b>	<b>9,1</b>	<b>3,3</b>	<b>45</b>



Figuur 85: Verhouding van de gemiddelde concentraties van elementen per meetplaats, ten opzichte van het laagste gemiddelde

## 4 De gemiddelde samenstelling van fijn stof

### 4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk bespreken we de gemiddelde samenstelling van PM<sub>10</sub>. We bekijken hierbij zowel de resultaten per meetplaats als het algemeen gemiddelde. Verder gaan we ook dieper in op de lokale verschillen binnen de 4 steden en op het verschil tussen de types meetplaatsen.

### 4.2 Algemeen beeld

Op basis van de eerder besproken formules uit berekenen we het aandeel van organische massa, zeezout en mineraal stof. Wanneer we dan alle gekende fracties optellen en aftrekken van de totale massa PM<sub>10</sub> blijft er steeds een deel onverklaard. Dit klasseren we onder de noemer 'andere'.

#### 4.2.1 Overzicht per meetplaats

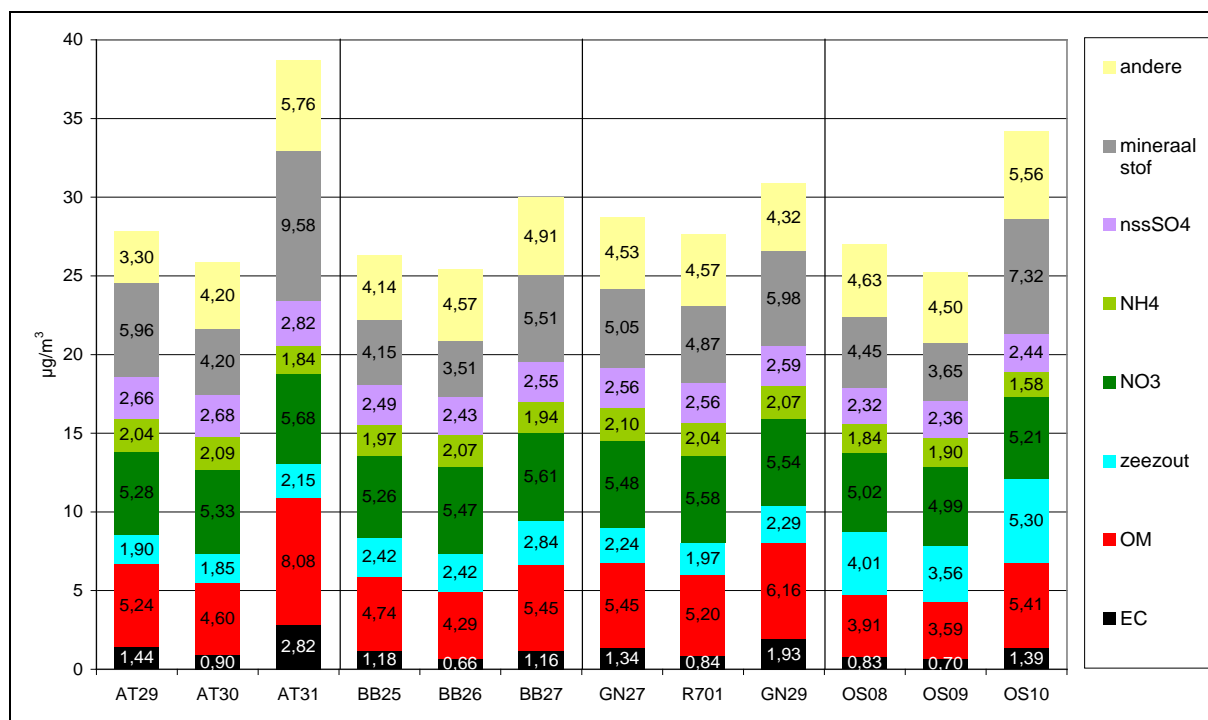
De volgende figuren en tabellen geven voor de verschillende stations een overzicht van de absolute en relatieve aandelen van de hoofdbestanddelen van PM<sub>10</sub>. De lokale verschillen bespreken we in detail in 4.3.

Tabel 9: Gemiddeld aandeel van de hoofdcomponenten in PM<sub>10</sub> voor alle stations

(µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub>	EC	OM	zeezout	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	nssSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mineraal stof	andere
AT29	28,0	1,44	5,24	1,90	5,28	2,04	2,66	5,96	3,30
AT30	26,0	0,90	4,60	1,85	5,33	2,09	2,68	4,20	4,20
AT31	38,9	2,82	8,08	2,15	5,68	1,84	2,82	9,58	5,76
BB25	26,4	1,18	4,74	2,42	5,26	1,97	2,49	4,15	4,14
BB26	25,5	0,66	4,29	2,42	5,47	2,07	2,43	3,51	4,57
BB27	30,1	1,16	5,45	2,84	5,61	1,94	2,55	5,51	4,91
GN27	28,9	1,34	5,45	2,24	5,48	2,10	2,56	5,05	4,53
R701	27,7	0,84	5,20	1,97	5,58	2,04	2,56	4,87	4,57
GN29	31,0	1,93	6,16	2,29	5,54	2,07	2,59	5,98	4,32
OS08	27,1	0,83	3,91	4,01	5,02	1,84	2,32	4,45	4,63
OS09	25,3	0,70	3,59	3,56	4,99	1,90	2,36	3,65	4,50
OS10	34,3	1,39	5,41	5,30	5,21	1,58	2,44	7,32	5,56
<b>Alle plaatsen</b>	<b>29,1</b>	<b>1,26</b>	<b>5,18</b>	<b>2,75</b>	<b>5,37</b>	<b>1,96</b>	<b>2,54</b>	<b>5,35</b>	<b>4,58</b>

Tabel 10: Gemiddeld relatief aandeel (in %) van de hoofdcomponenten in PM<sub>10</sub> voor alle stations

	EC	OM	zeezout	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	nssSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mineraal stof	andere
AT29	5,1%	18,8%	6,8%	18,9%	7,3%	9,5%	21,3%	11,8%
AT30	3,5%	17,7%	7,1%	20,5%	8,0%	10,3%	16,2%	16,2%
AT31	7,2%	20,7%	5,5%	14,6%	4,7%	7,2%	24,6%	14,8%
BB25	4,5%	17,9%	9,2%	19,9%	7,5%	9,4%	15,7%	15,6%
BB26	2,6%	16,8%	9,5%	21,4%	8,1%	9,5%	13,8%	17,9%
BB27	3,9%	18,1%	9,4%	18,6%	6,5%	8,5%	18,3%	16,3%
GN27	4,7%	18,9%	7,7%	19,0%	7,3%	8,9%	17,5%	15,7%
R701	3,0%	18,8%	7,1%	20,1%	7,4%	9,2%	17,5%	16,5%
GN29	6,2%	19,8%	7,4%	17,9%	6,7%	8,3%	19,3%	13,9%
OS08	3,0%	14,4%	14,8%	18,5%	6,8%	8,6%	16,4%	17,1%
OS09	2,8%	14,2%	14,0%	19,7%	7,5%	9,3%	14,4%	17,8%
OS10	4,0%	15,8%	15,4%	15,2%	4,6%	7,1%	21,3%	16,2%
<b>Alle plaatsen</b>	<b>4,4%</b>	<b>17,9%</b>	<b>9,5%</b>	<b>18,5%</b>	<b>6,8%</b>	<b>8,8%</b>	<b>18,5%</b>	<b>15,8%</b>

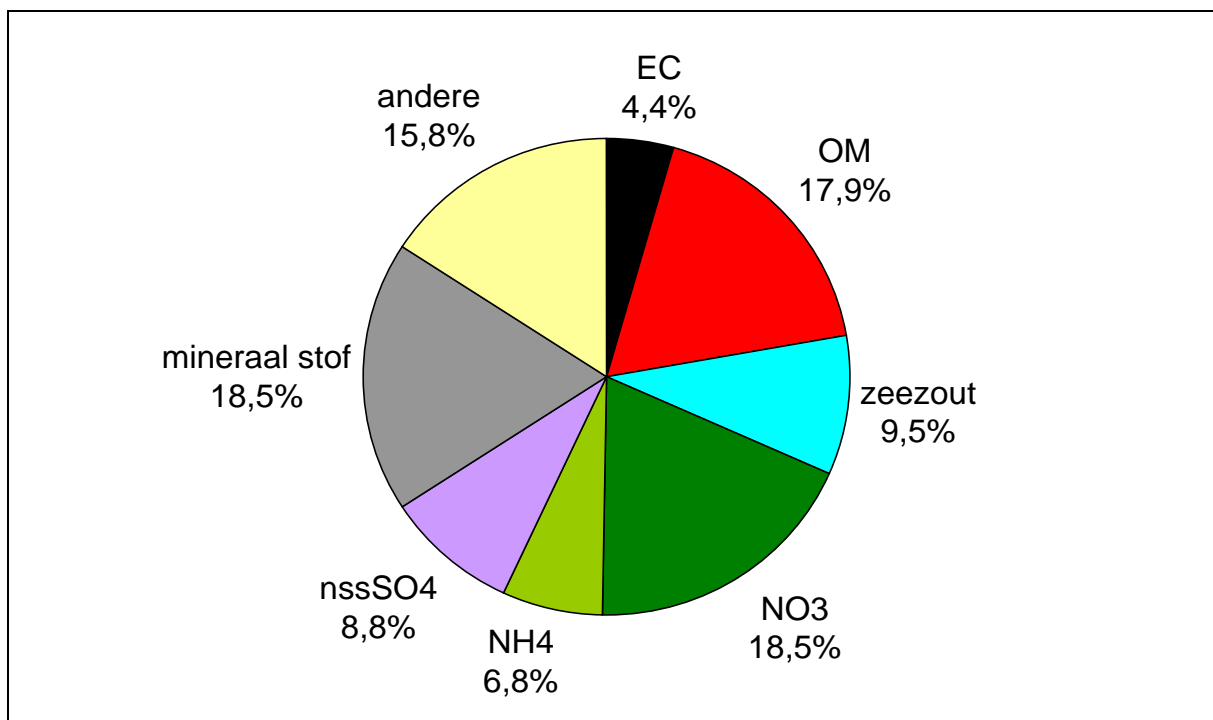
Figuur 86: Gemiddeld aandeel van de hoofdcomponenten in PM<sub>10</sub> voor alle meetplaatsen

#### 4.2.2 Algemeen gemiddelde

Het algemeen gemiddelde over de volledige studie ziet er als volgt uit:

1. Secundaire anorganische ionen (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	⇒ 34%	(9,9 µg/m <sup>3</sup> )
2. Mineraal stof	⇒ 19%	(5,4 µg/m <sup>3</sup> )
3. Organische massa (OM)	⇒ 18%	(5,2 µg/m <sup>3</sup> )
4. Zeezout	⇒ 10%	(2,8 µg/m <sup>3</sup> )
5. Elementaire koolstof (roet)	⇒ 4%	(1,3 µg/m <sup>3</sup> )

Gemiddeld kunnen we **84% van de totale netto massa** verklaren door de bijdrage van de vijf berekende componenten. Van de resterende 16% (4,6 µg/m<sup>3</sup>) – wat een vrij normale waarde is bij dit soort onderzoek – is het grootste deel vrijwel zeker water dat gebonden is aan het fijn stof en er per definitie deel van uitmaakt. Daarnaast kan ook de onzekerheid op de gebruikte omrekeningsformules en chemische analyses een rol spelen. Verder is een klein deel (< 0,5%) afkomstig van sporelementen.



Figuur 87: Gemiddelde samenstelling van PM<sub>10</sub> voor het volledige project

#### 4.3 Lokale verschillen

Figuur 86 toonde al dat er lokale verschillen zijn in de samenstelling van PM<sub>10</sub>. Om de zeer lokale bijdrage bij de invalswegen en in de street canyon te kennen, trekken we op deze plaatsen per component de bijdrage van de achtergrond af. Dit leidt tot Figuur 88 waarin we zien dat de lokale bijdrage hoofdzakelijk te wijten is aan:

- Mineraal stof,
- Organische massa,
- Elementaire koolstof,
- Zeezout.

Een hogere bijdrage van **elementaire koolstof en organische massa** op plaatsen met meer verkeer is niet onverwacht. We weten dat verkeer deze twee stoffen rechtstreeks uitstoot met de uitlaatgassen. Voor elementaire koolstof weten we dat verkeer quasi de enige bron is. Voor organische massa kunnen er nog andere bronnen zijn zoals gebouwenverwarming, koken, enzovoort.

Omdat we hier vergelijken met een stedelijke achtergrond is het echter onwaarschijnlijk dat er op dat vlak grote verschillen zouden zijn tussen de meetplaatsen.

De grote bijdrage van **mineraal stof** is opmerkelijk. Dit geeft aan dat verkeer ook veel bijdraagt tot extra PM<sub>10</sub> door het heropwaaien van bodemstof. Dat de toename nog een stuk hoger is in de street canyons dan langs de invalswegen komt waarschijnlijk door een minder goede verdunning van de vervuiling. Gemiddeld stonden de toestellen ook verder van de weg langs de invalswegen dan in de street canyons. Verder vermoeden we dat de slijtage van voertuigen en wegdek ook bijdraagt aan het mineraal stof, maar dit deel is waarschijnlijk kleiner. Het feit dat een typisch bodemelement als titaan ook duidelijk hoger is, geeft aan dat het toch vooral om bodemstof gaat.

De extra bijdrage van **zeezout** is ook opvallend. In Oostende kan de ligging van de verschillende meetplaatsen ten opzichte van de zee ook wel een deel van het verschil verklaren, maar dat gaat niet op voor de andere steden. Het lijkt er dus op dat verkeer samen met het mineraal stof ook een deel zeezout doet heropwaaien.

In Gent zien we relatief de laagste extra bijdrage in de street canyon en de invalsweg. Dit komt deels omdat de bijdrage op de achtergrond er hoger is dan in de andere steden. De keuze van de 'achtergrond' in Gent heeft hier zeker mee te maken. In Gent gebruikten we het VMM-metstation dat we volgens de Europese wetgeving klasseren als *stedelijke achtergrond*. Volgens die wetgeving moet dit station representatief zijn voor de blootstelling in een stad, eigenlijk zou de benaming 'stedelijk gemiddelde' dus duidelijker zijn. In de 3 andere steden zijn we meer op zoek gegaan naar plaatsen waar we de laagste concentraties verwachtten binnen de stad.

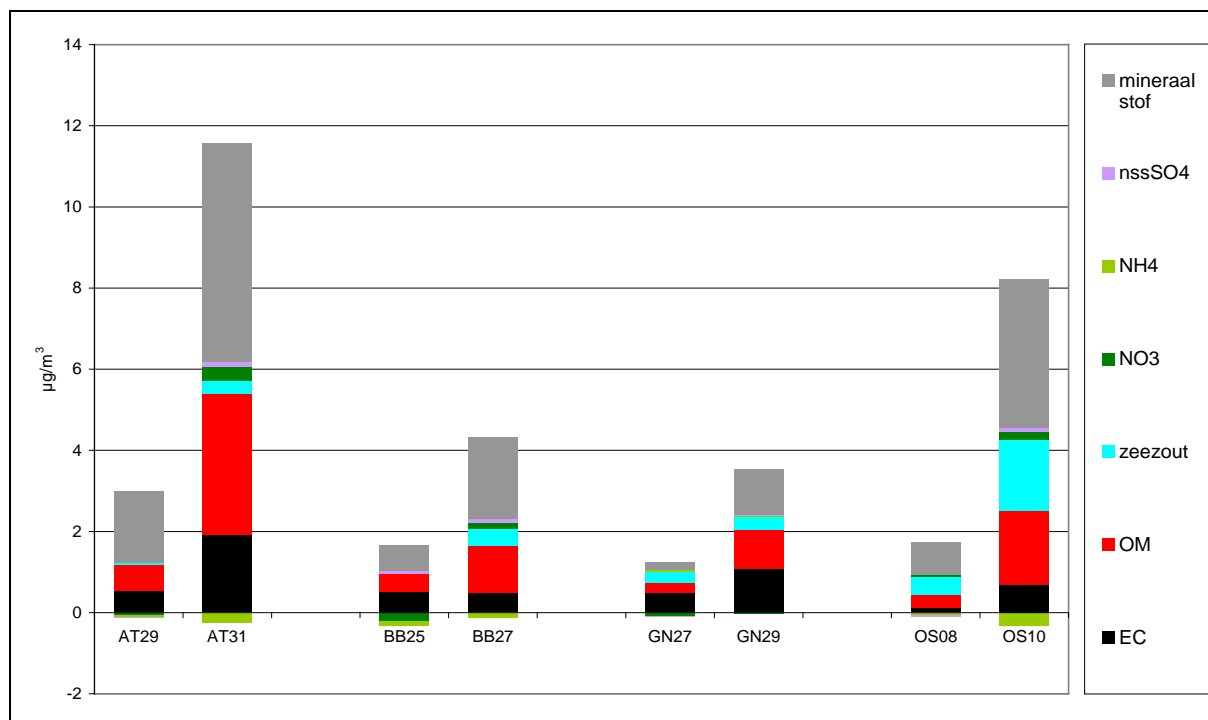
Figuur 89 en Tabel 11 tonen de gemiddelde samenstelling per type meetplaats en de lokale bijdrage voor de invalswegen en de street canyons. We zien dat we gemiddeld 7,5 µg/m<sup>3</sup> meer PM<sub>10</sub> meten in de street canyons. Hiervan is 3 µg/m<sup>3</sup> te wijten aan mineraal stof en 3 µg/m<sup>3</sup> te wijten aan de som van elementaire koolstof en organische massa. Het lijkt er dus op dat de twee soorten verkeersbijdrage quasi even groot zijn.

De tabel toont ook dat de relatieve toename het hoogst is voor elementaire koolstof. Dit is niet verwonderlijk omdat elementaire koolstof eigenlijk valt te omschrijven als (diesel)roet en dus een zuivere verkeerstracer is. In absolute waarde weegt de bijdrage wel minder door dan die van mineraal stof en organische massa.

Tot slot willen we er hier expliciet op wijzen dat het hier gaat om zeer lokale bijdrages. Ook op de achtergrondmeetplaats in de stad zal er een belangrijke bijdrage zijn van de stad en het verkeer. De extra bijdrages die we hier berekenen zijn de bijdrages die daar nog bovenop komen. Om de totale lokale bijdrage te kennen op verschillende plaatsen in een stad, zouden we dus ook die algemene stedelijke bijdrage moeten kennen. Om deze te kennen zou men een perfecte achtergrond moeten vinden waar er geen invloed meer is van de stad zelf, of van andere bronnen. Deze plaats moet wel dicht genoeg bij de stad liggen om verschillen in weersomstandigheden uit te sluiten. Of een dergelijke plaats in het dichtbevolkte Vlaanderen bestaat, is erg twijfelachtig.

Daarnaast kunnen we ons ook de vraag stellen of de hogere lokale bijdragen van elementaire en organische koolstof ook niet deels het gevolg kunnen zijn van heropwaaien van neergevallen stof. Hetzelfde geldt voor de hogere bijdrage van elementen afkomstig van slijtage van voertuigen en wegdek. Op basis van onze analyses kunnen we dit jammer genoeg niet onderzoeken. Deze informatie zou wel interessant kunnen zijn om te achterhalen hoe groot het effect van het reinigen van straten zou kunnen zijn.

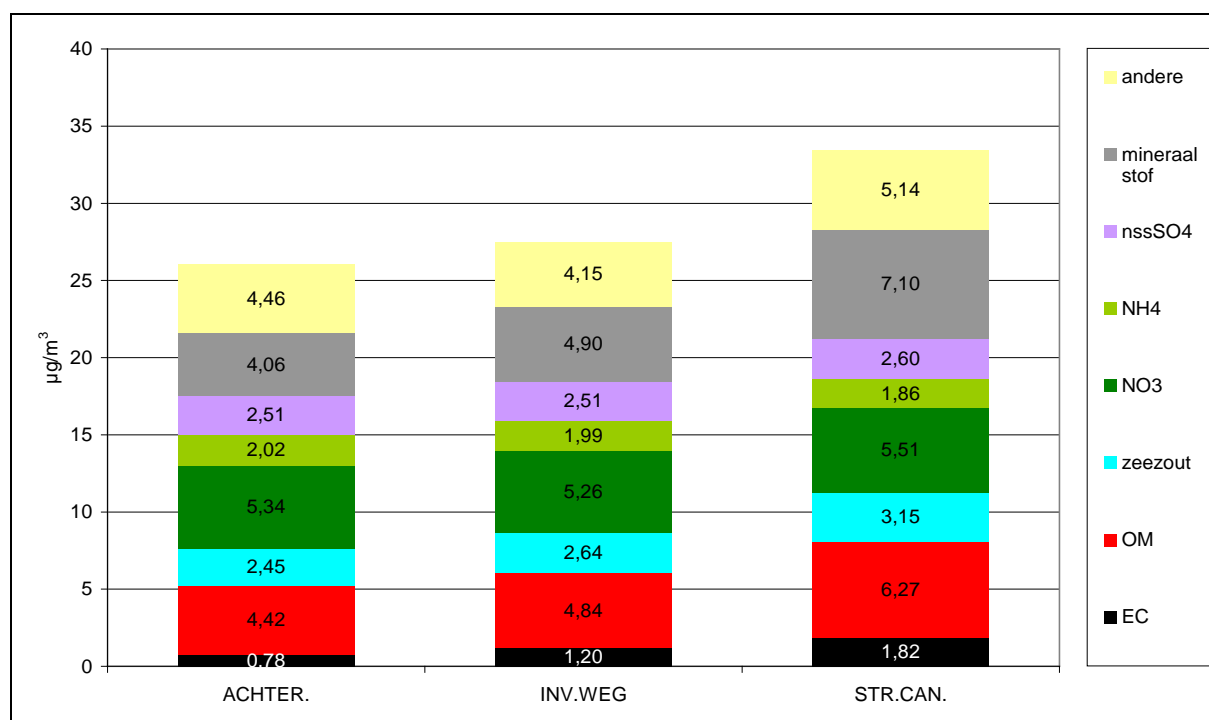




Figuur 88: Lokale bijdrage aan PM<sub>10</sub> voor de invalswegen en street canyons (= verschil met achtergrond)

Tabel 11: Gemiddelde samenstelling per type meetplaats en lokale bijdrage bij de invalsweg en street canyon

(µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub>	EC	OM	zeezout	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	nssSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mineraal stof	andere
Achtergrond	26,14	0,78	4,42	2,45	5,34	2,02	2,51	4,06	4,46
Invalsweg	27,60	1,20	4,84	2,64	5,26	1,99	2,51	4,90	4,15
Street canyon	33,59	1,82	6,27	3,15	5,51	1,86	2,60	7,10	5,14
Δ Invalsweg	1,46	0,42	0,41	0,19	-0,08	-0,04	0,00	0,85	-0,31
	6%	54%	9%	8%	-2%	-2%	0%	21%	-7%
Δ Street canyon	7,46	1,05	1,85	0,70	0,16	-0,17	0,09	3,04	0,68
	29%	135%	42%	28%	3%	-8%	4%	75%	15%



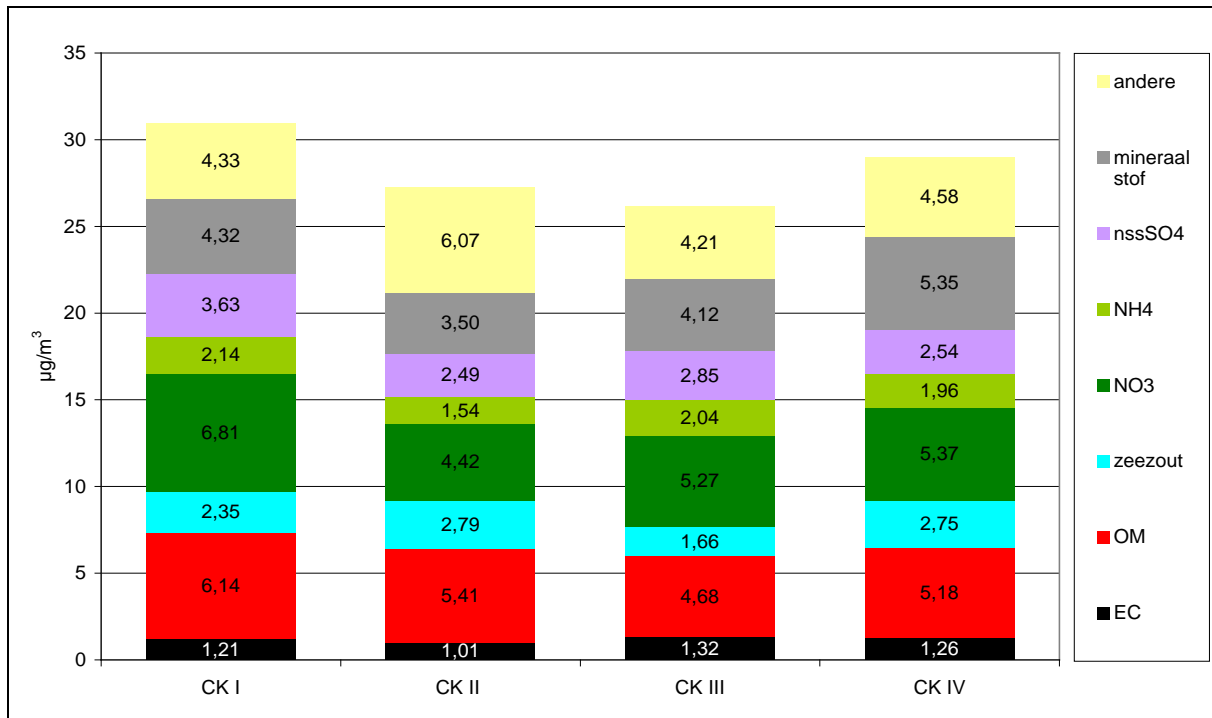
Figuur 89: Gemiddelde samenstelling van fijn stof per type meetplaats

#### 4.4 Vergelijking met vorige Chemkar projecten

Figuur 90 toont de gemiddelde samenstelling van de vier tot nu toe uitgevoerde Chemkar projecten. De algemene trend is steeds dezelfde. Toch zien we verschuivingen binnen de fracties. Deze verschillen hebben te maken met:

- verschillen in soorten meetplaatsen (types);
- verschillen in weersomstandigheden (tijd);
- verschillen in geografische ligging (plaats).

Welke van deze drie factoren het meest meespelen is soms moeilijk te zeggen. De hogere bijdrage van mineraal stof heeft zeker te maken met het type meetplaatsen dat we in dit project onderzochten. De keuze voor Oostende en Brugge zal er ook voor gezorgd hebben dat we relatief veel zeezout vonden.



Figuur 90: Gemiddelde samenstelling van de 4 Chemkar projecten

## 4.5 Conclusies

De belangrijkste zaken die we leren uit de berekening van de gemiddelde samenstelling zijn:

- De algemene samenstelling is vergelijkbaar met die uit vorige studies. De belangrijkste componenten van fijn stof zijn **secundaire anorganische ionen** (34%), **mineraal stof** (19%) en **organische massa** (18%).
- In de 4 onderzochte steden stijgen de PM<sub>10</sub>-concentraties volgens:

**achtergrond < invalsweg << street canyon**

- Gemiddeld zijn de concentraties in de street canyons 7,5 µg/m<sup>3</sup> hoger dan op de stedelijke achtergrond. Deze zeer lokale bijdrage komt voor het grootste deel van **twee verkeersbijdrages die beide ongeveer even belangrijk** zijn:
  - De bijdrage van elementaire koolstof en organische massa aanwezig in **uitlaatgassen**;
  - De bijdrage van **mineraal stof** door het heropwaaien van bodemstof en slijtage van voertuigen en wegdek.

De hoge bijdrage van mineraal stof is verrassend en betekent ook dat men de bijdrage van verkeer aan fijn stof niet enkel kan oplossen via maatregelen naar de uitlatemissies.

- Hoewel mineraal stof en organische massa in absolute massa het meest bijdragen, is elementaire koolstof, of roet, relatief het meest verhoogd. De **roetconcentraties in street canyons zijn meer dan dubbel zo hoog dan op de stedelijke achtergrond**. Dit komt omdat er voor EC weinig andere bronnen zijn dan verkeer.
- **Zeezout** maakte gemiddeld 10% uit van PM<sub>10</sub> in deze studie. Zoals verwacht nemen de concentraties toe naarmate de meetplaats dicht bij de kust lag. We zien ook in alle steden een iets hogere concentratie zeezout in de street canyons. Dit wijst er op dat verkeer naast bodemstof ook zeezout doet heropwaaien.

## 5 Verschillen in samenstelling van dag tot dag

### 5.1 Inleiding

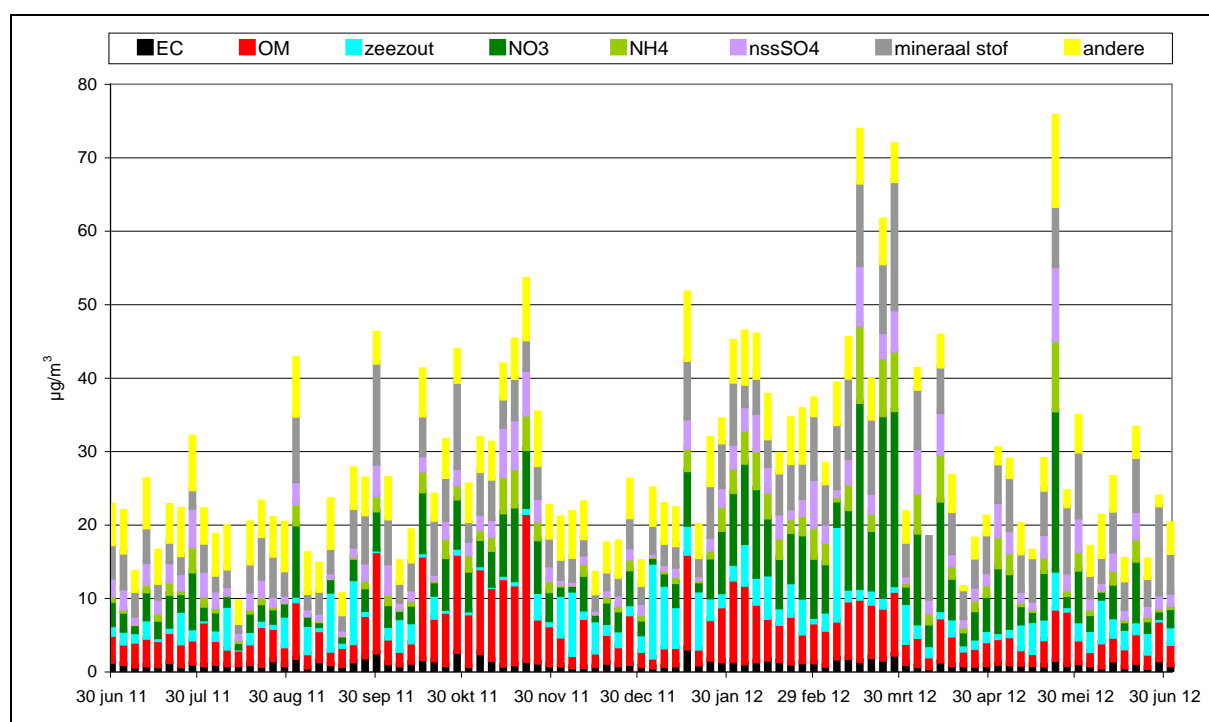
In dit hoofdstuk bekijken we hoe de samenstelling van fijn stof varieert van dag tot dag en welke verbanden er zijn met de weersomstandigheden.

### 5.2 Gemiddelde samenstelling per meetdag

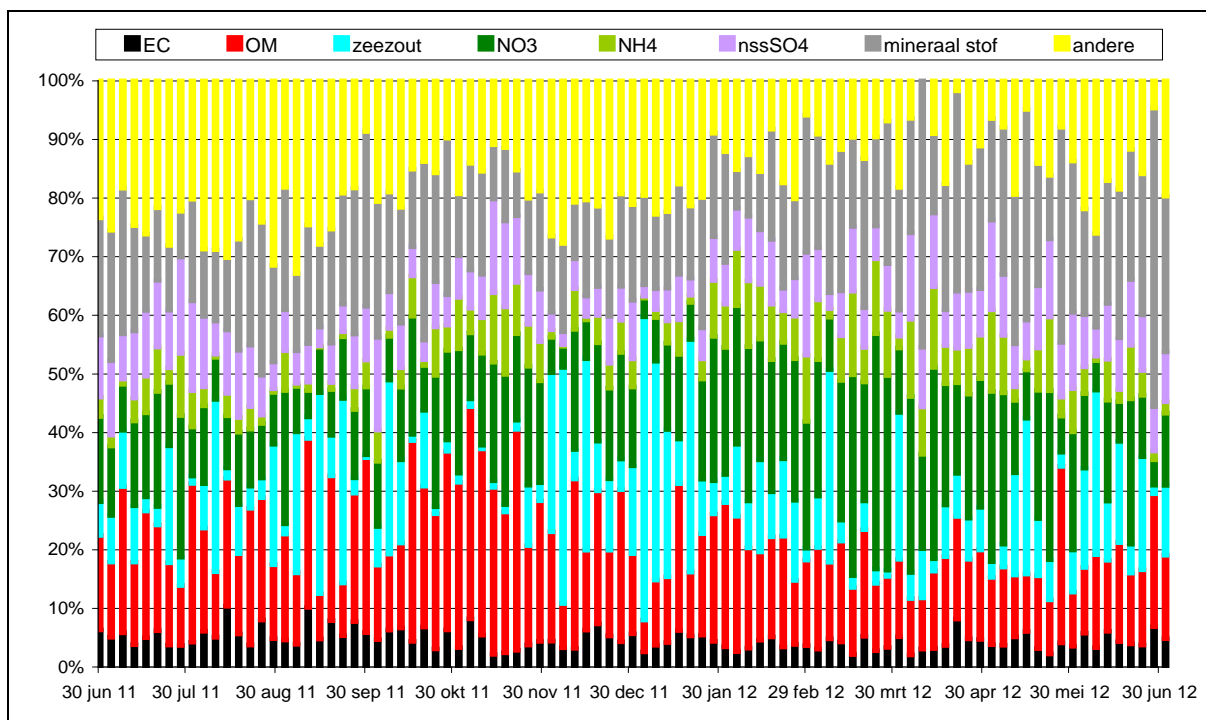
Figuur 91 en Figuur 92 tonen het gemiddelde jaarverloop op een absolute en relatieve manier. Ze geven aan dat er niet alleen grote verschillen zijn in totale PM<sub>10</sub>-concentratie maar ook in de samenstelling van het PM<sub>10</sub>. Tabel 12 toont aan hoe groot de range is voor de verschillende componenten. De tabel geeft dus weer hoe sterk de gemiddelde samenstelling in Vlaanderen kan wisselen van dag tot dag. We zien hierbij dat voor vrijwel alle componenten het verschil tussen de dagen met de hoogste en de laagste waarde meer dan een factor 10 bedraagt.

Tabel 12: Minimale en maximale bijdrage (absoluut en relatief) van de verschillende componenten over alle meetdagen

	PM <sub>10</sub>	EC	OM	zeezout	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	nssSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mineraal stof	andere
Min. (µg/m <sup>3</sup> )	9,65	0,56	1,35	0,17	0,66	0,05	0,47	1,18	0,19
Max. (µg/m <sup>3</sup> )	75,8	3,2	20,2	12,9	25,3	10,5	10,1	17,5	12,2
Min. (%)		2,0%	5,4%	0,5%	3,2%	0,2%	1,9%	6,6%	1,7%
Max. (%)		10%	38%	52%	40%	14%	17%	51%	33%



Figuur 91: Verloop van de gemiddelde samenstelling per meetdag



Figuur 92: Verloop van de relatieve samenstelling per meetdag

### 5.3 Effect van het weer op de samenstelling

De grote verschillen in samenstelling van dag tot dag hebben veel te maken met de weersomstandigheden. We bekijken hier het effect van neerslag, temperatuur, windsnelheid en windrichting op de samenstelling van PM<sub>10</sub>. Van de 4 onderzochte parameters blijken windsnelheid en neerslag ook onderling gecorreleerd te zijn. Dit maakt dat een effect van neerslag ook zichtbaar kan zijn bij de parameter windsnelheid.

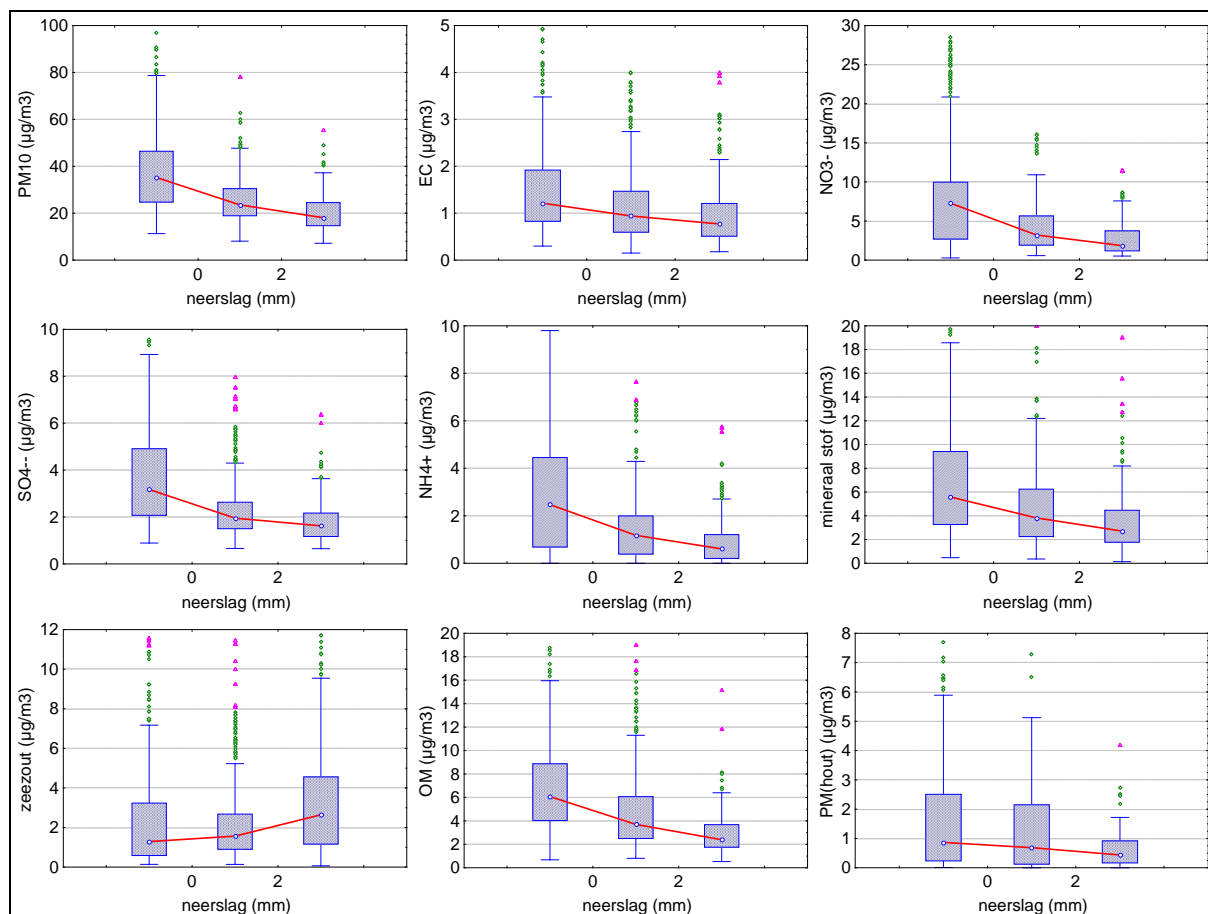
Naast de al eerder vermelde componenten bekijken we hier ook het aandeel houtverbranding in PM<sub>10</sub>. Een meer uitgebreide bespreking over deze fractie volgt in 6.4.

De bespreking gebeurt aan de hand van boxplots. Hierbij kozen we voor een indeling met 3 of 4 groepen om de structuur vrij eenvoudig te houden. De grenzen kozen we ook zodanig dat er in elke groep voldoende data waren.

#### 5.3.1 Effect van neerslag

Figuur 93 toont aan dat meer neerslag zorgt voor minder PM<sub>10</sub>. Dit komt omdat bijna alle componenten lager zijn bij meer neerslag. Enkel voor zeezout zien we het omgekeerde effect, maar dit weegt niet op tegen de dalingen in alle andere fracties. Het grootste effect van neerslag zien we bij ammonium en nitraat. Van secundair stof weet men dat het kan aangroeien tot meer stof omdat secundaire componenten zich vormen op het oppervlak van aanwezig stof. Door het uitwassen van het stof uit de lucht kan dit proces dus aanzienlijk vertragen. Het feit dat het effect bij sulfaat minder uitgesproken is, wijst mogelijk op een andere vormingssnelheid of stabiliteit van deze component. Verder kan er ook beperkte aanvoer van sulfaat zijn als deel van zeezout.

Voor EC is de daling het minst uitgesproken. Waarschijnlijk heeft het 'uitwassend' effect van regen minder effect op een primaire component die afkomstig is van lokale bronnen. Voor mineraal stof zien we een grotere daling dan bij EC. Het lijkt inderdaad aannemelijk dat bodemstof wegspoelt bij neerslag en er dus minder zal heropwaaien.



Figuur 93: Effect van neerslag op de samenstelling van PM<sub>10</sub> (categorieën: 0 mm, 0-2 mm, >2mm)

### 5.3.2 Effect van temperatuur

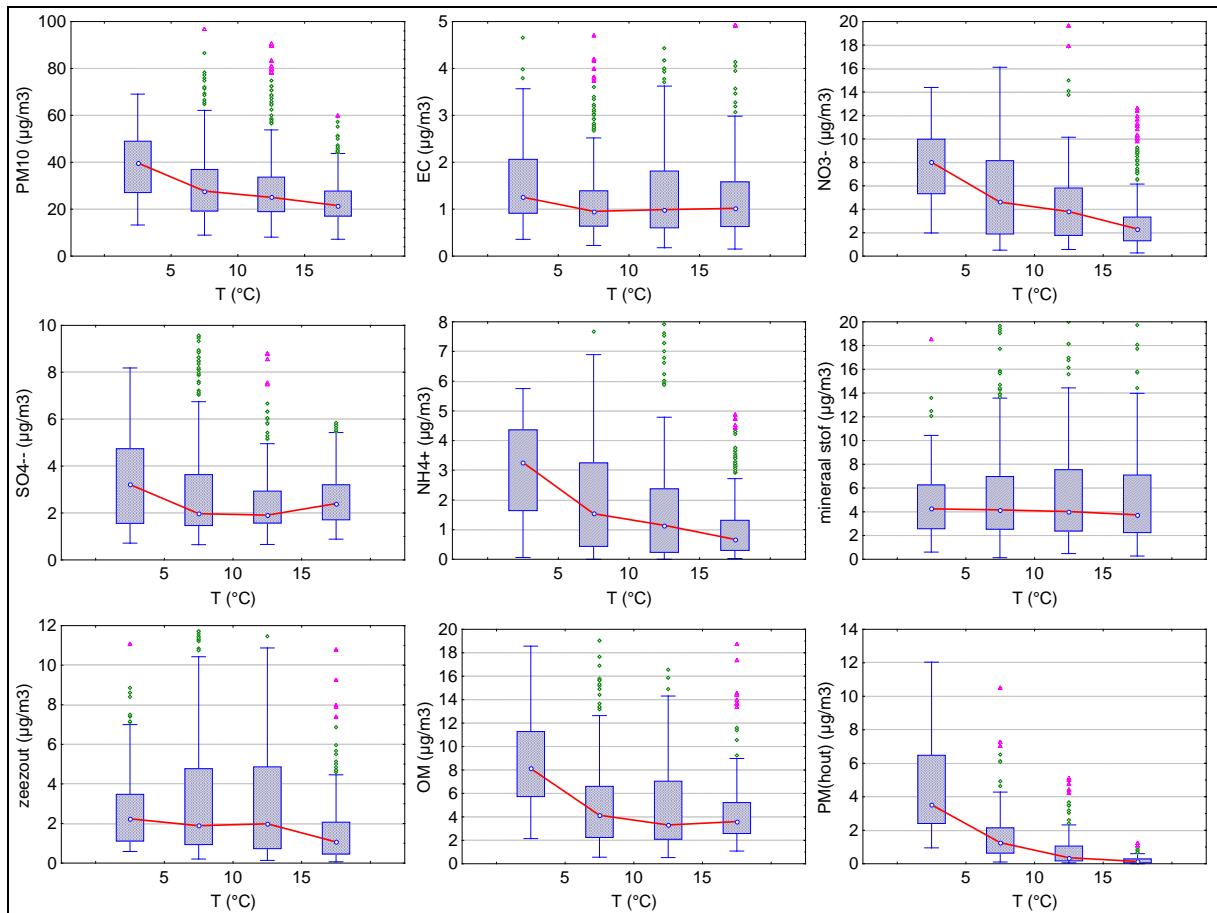
Figuur 94 toont aan dat het effect van de temperatuur een stuk complexer is dan het effect van neerslag. Totaal PM<sub>10</sub> is vooral verhoogd bij de laagste temperaturen, onder de 5°C. Bij hogere temperaturen zien we nog een lichte daling van PM<sub>10</sub>.

Het grootste effect van de temperatuur zien we bij fijn stof afkomstig van houtverbranding. Dit lijkt aan te geven dat houtverbranding toch zeer belangrijk is als brandstof en de buitentemperatuur hierbij een grote rol speelt. In het verleden was er soms een vermoeden dat mensen vooral hout gebruikten in de tussenseizoenen, maar de metingen en het verband met de temperatuur lijken dit dus tegen te spreken.

Voor de lokale, primaire componenten EC en mineraal stof zien we nauwelijks effect van de temperatuur. Dit bevestigt net als bij neerslag dat de primaire componenten minder afhankelijk zijn van het weer dan de secundaire componenten. Nitraat en ammonium vertonen een vrij grote daling bij hogere temperatuur. Dit effect zien we veel minder bij sulfaat, daar lijkt de concentratie zelfs terug toe te nemen bij hogere temperaturen. Of deze stijging echt structureel is, of eerder toeval, valt moeilijk te zeggen. Het geeft wel aan dat ammonium en nitraat zich anders gedragen onder invloed van temperatuur dan sulfaat. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het feit dat sulfaat thermisch stabiel is dan ammonium en nitraat. Mogelijk weegt de sterkere daling bij nitraat meer door op de ammoniumconcentratie dan de lichte stijging bij sulfaat.

Voor organische massa zien we ook de hoogste bijdrage bij de laagste temperaturen. Dit kunnen we voor een groot stuk verklaren door de bijdrage van houtverbranding op koude dagen. Het grootste deel van deze bijdrage maakt namelijk deel uit van de 'organische massa'.



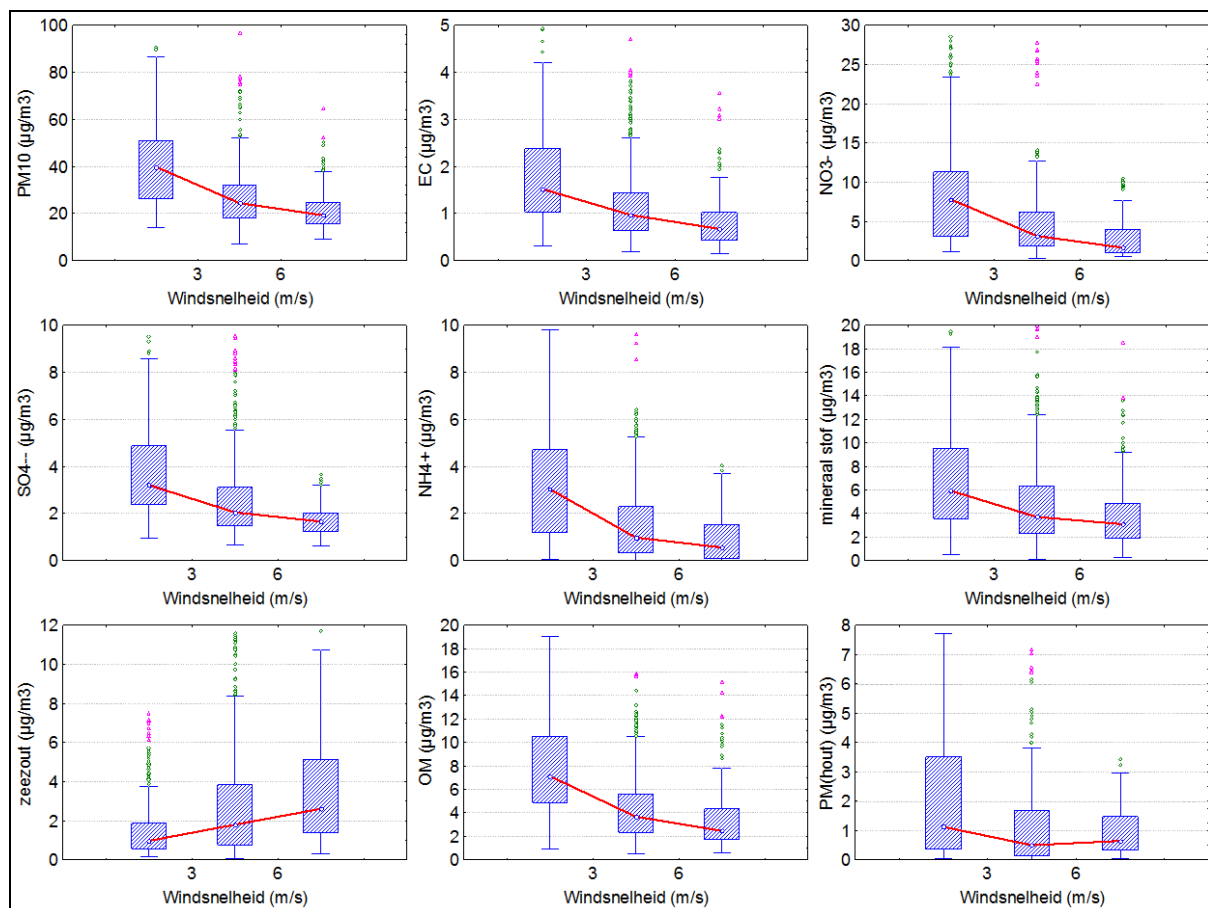


Figuur 94: Effect van temperatuur op de samenstelling van PM<sub>10</sub>

### 5.3.3 Effect van windsnelheid

Figuur 95 toont dat het effect van de windsnelheid vergelijkbaar is met het effect van de neerslag. De concentraties van de meeste componenten nemen dus duidelijk toe op droge, windstille dagen. Enkel voor zeezout zien we een toename bij hogere windsnelheden. Dit komt vrijwel zeker omdat de hoge windsnelheden zich vaker voordoen bij aanvoer van maritieme lucht. Het grootste effect zien we ook hier bij ammonium en nitraat, en minder bij sulfaat. We kunnen dus stellen dat het 'reinigend effect' van wind en regen, door verdunnen of uitwassen, meer effect heeft op nitraat dan sulfaat.

Het feit dat ook mineraal stof ('crustal' in de grafiek) hoger is bij lagere windsnelheden is misschien niet helemaal wat men zou verwachten. Dit geeft aan dat in deze studie de natuurlijke verdunning door de wind belangrijker is dan het extra bodemstof dat wind mogelijk doet opwaaien. Waarschijnlijk zal het door het verkeer opgewaaiete bodemstof ook langer blijven hangen wanneer er minder wind is.



Figuur 95: Effect van windsnelheid op de samenstelling van PM<sub>10</sub>

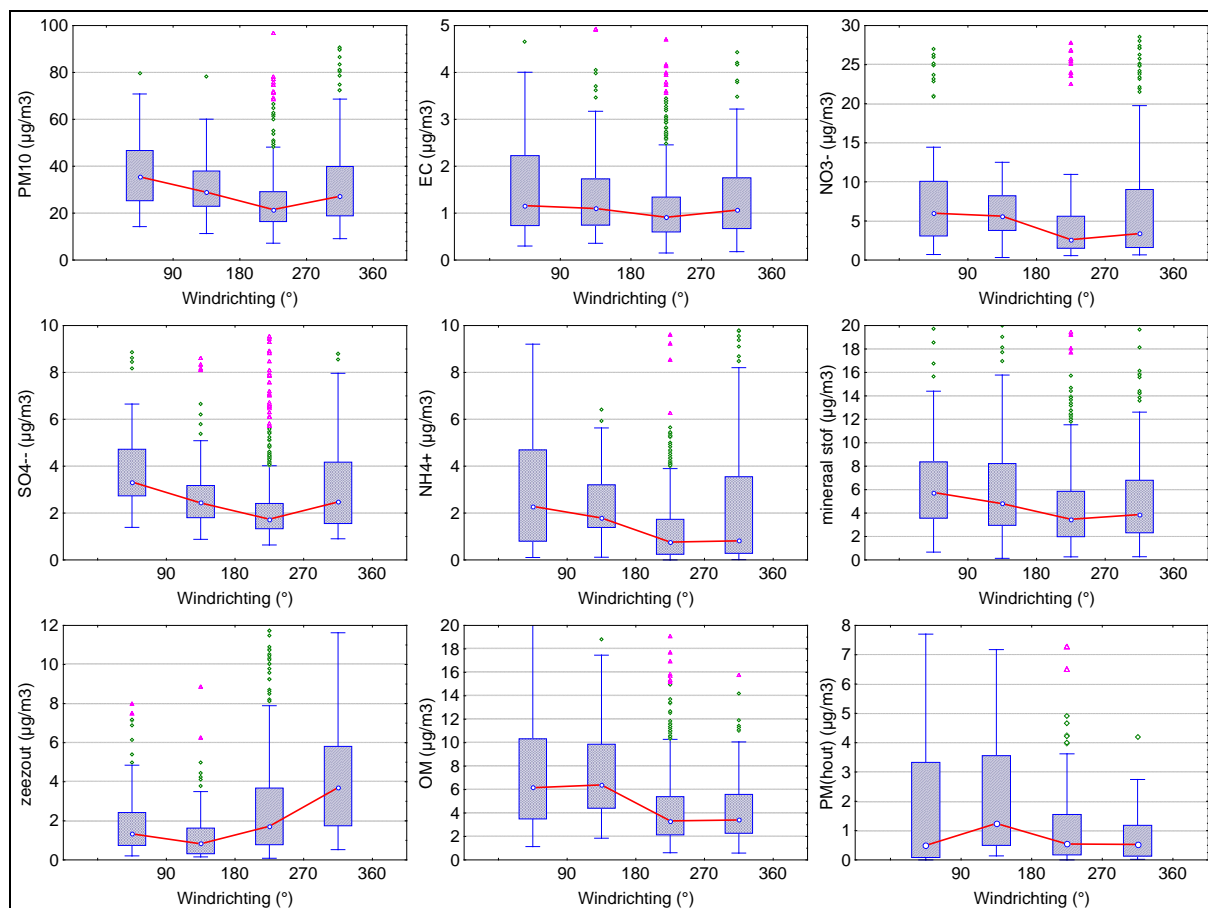
### 5.3.4 Effect van windrichting

Figuur 96 toont aan dat het effect van de windrichting vrij complex is. PM<sub>10</sub> is doorgaans het hoogst wanneer de wind uit het NO kwadrant komt en het laagst wanneer de wind uit het ZW kwadrant komt.

Voor zeezout zien we het tegenovergestelde met de hoogste bijdrage uit het NW kwadrant. Dit is de kortste weg naar open zee.

Organische massa en de secundaire anorganische ionen zijn het hoogst bij wind uit de oostelijke helft. Continentale lucht zorgt niet alleen voor een aanvoer van secundaire deeltjes, maar geeft ook aanleiding tot veel bijkomende secundaire stofvorming. Daarnaast gaat continentale lucht ook vaak samen met temperatuurinversie en minder verdunning.

Het patroon bij PM van houtverbranding verschilt van dat van organische massa en piekt vanuit de ZO sector. Dit doet vermoeden dat het zuidelijk deel van Vlaanderen, Wallonië of verder gelegen regio's zorgen voor een invoer van dit specifiek soort stof.



Figuur 96: Effect van de windrichting op de samenstelling van PM<sub>10</sub>

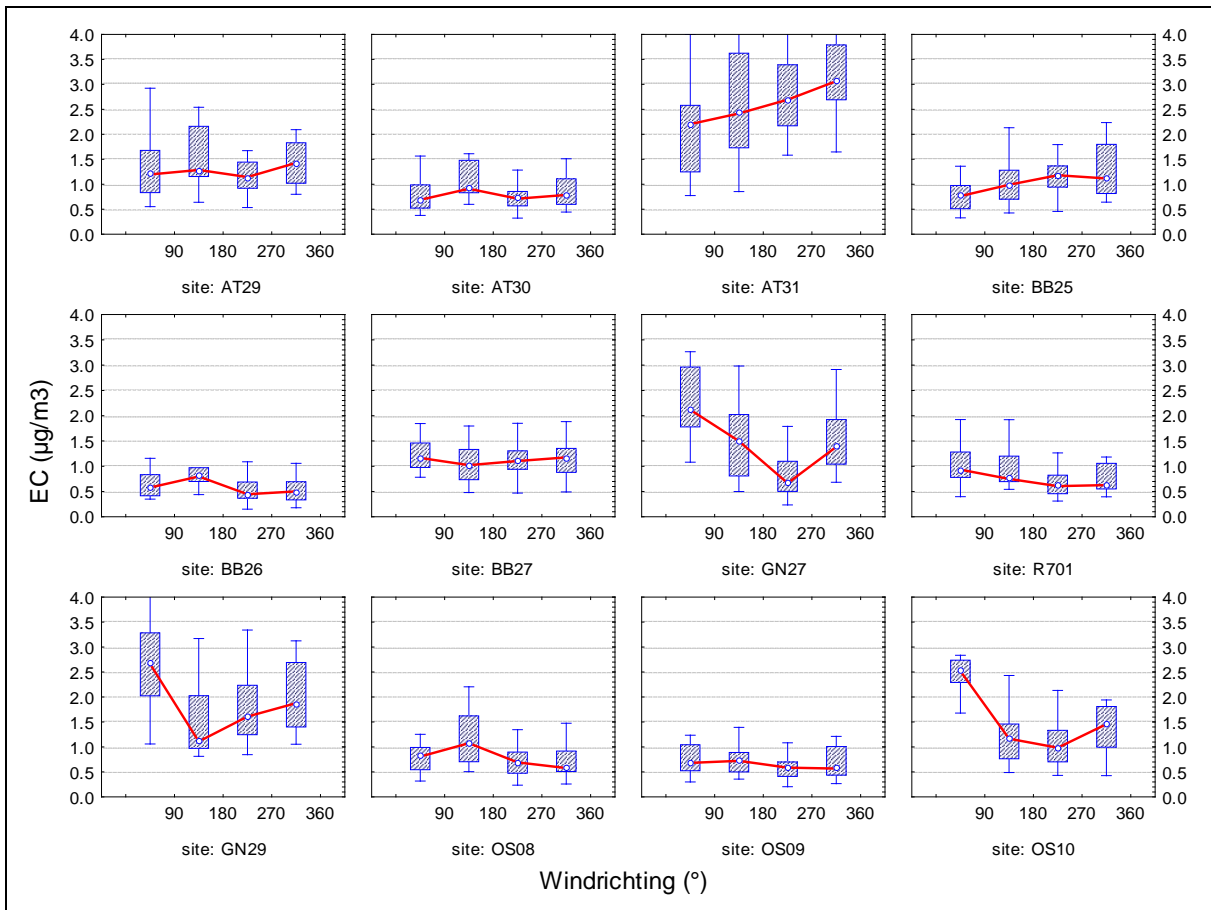
Voor EC en mineraal stof speelt de lokale situatie een erg grote rol. Daarom splitsen we deze grafieken op per locatie. Figuur 97 en Figuur 98 tonen de boxplots voor EC en mineraal stof in functie van windrichting per meetplaats. Uit deze figuren blijkt terug dat dit stoffen zijn met lokale oorsprong. Op veel plaatsen vertonen beide profielen ook min of meer vergelijkbare trends. Dit is een bijkomende indicatie dat verkeer verantwoordelijk is voor het mineraal stof. De situatie is wel niet overal eenduidig, maar dat kan ook te wijten zijn aan het beperkt aantal data en lokale verschillen in meteo ten opzichte van de algemene gemiddelden die we hier gebruiken.

In Antwerpen zien we vooral de algemene trend street canyon > invalsweg > achtergrond. Voor EC in de street canyon (AT31) zien we een verhoging in de NW sector. De oorzaak hiervan is momenteel nog niet duidelijk. Bij mineraal stof zien we het effect niet.

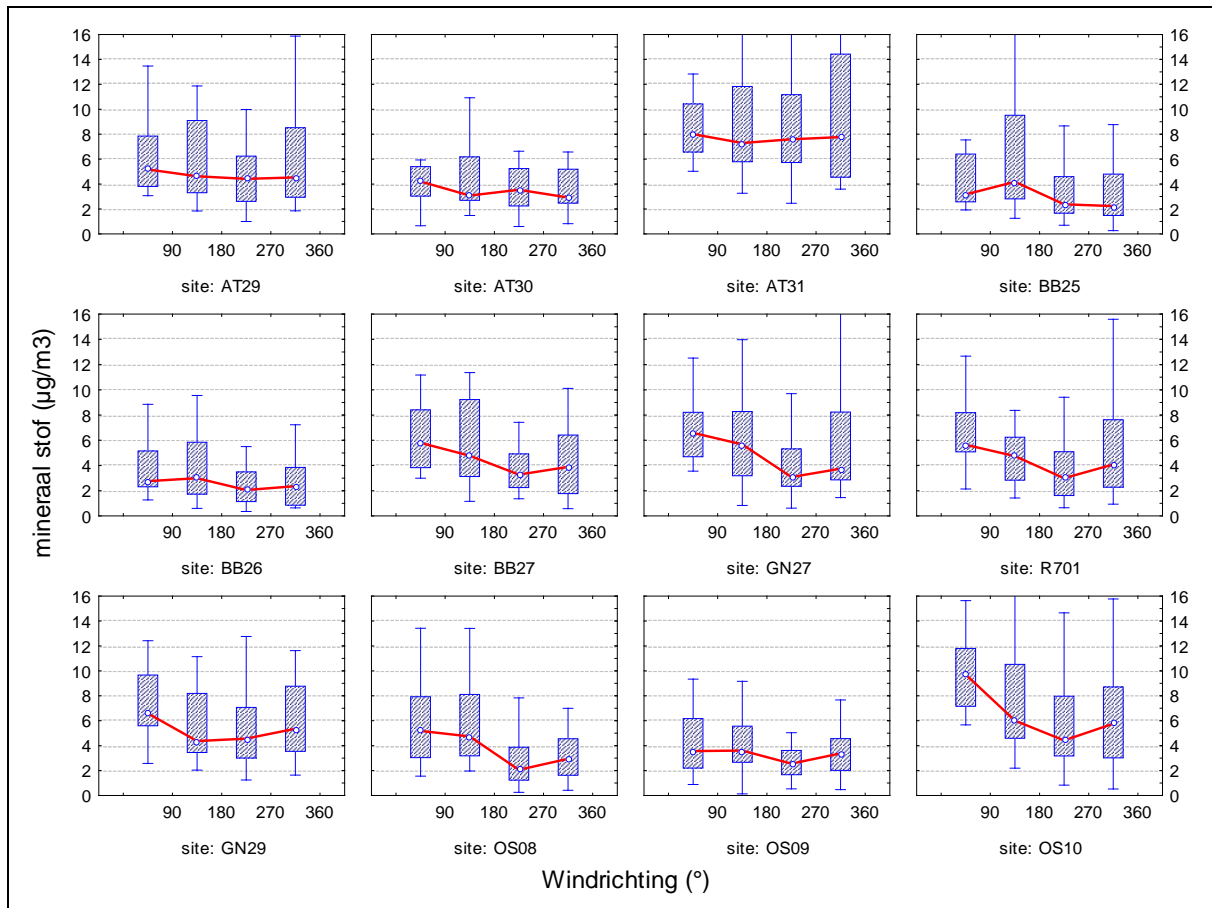
In Brugge zien we bij de invalsweg (BB25) een lichte verhoging van EC in de 2 westelijke kwadranten, dus wanneer de wind uit de richting van de weg komt. Voor mineraal stof zien we dit niet. In de street canyon (BB27) zien we dan weer weinig effect van windrichting op EC maar wel bij mineraal stof. Die fractie is het hoogst wanneer de wind uit het NO kwadrant komt.

In Gent zien we in het NO kwadrant de hoogste EC-waarden bij zowel de invalsweg (GN27) als de street canyon (GN29). Bij de invalsweg ligt de weg ten NO van de meetplaats. Bij de street canyon ligt de weg eerder volgens een ZW-NO as.

In Oostende vallen vooral de verhogingen bij de street canyon op. Zowel EC als mineraal stof zijn daar het hoogst bij wind uit het NO kwadrant. Ook hier ligt de street canyon min of meer volgens een ZW-NO as. Aan de NO-kant van de straat ligt het drukke kruispunt met de Leopold II-laan.



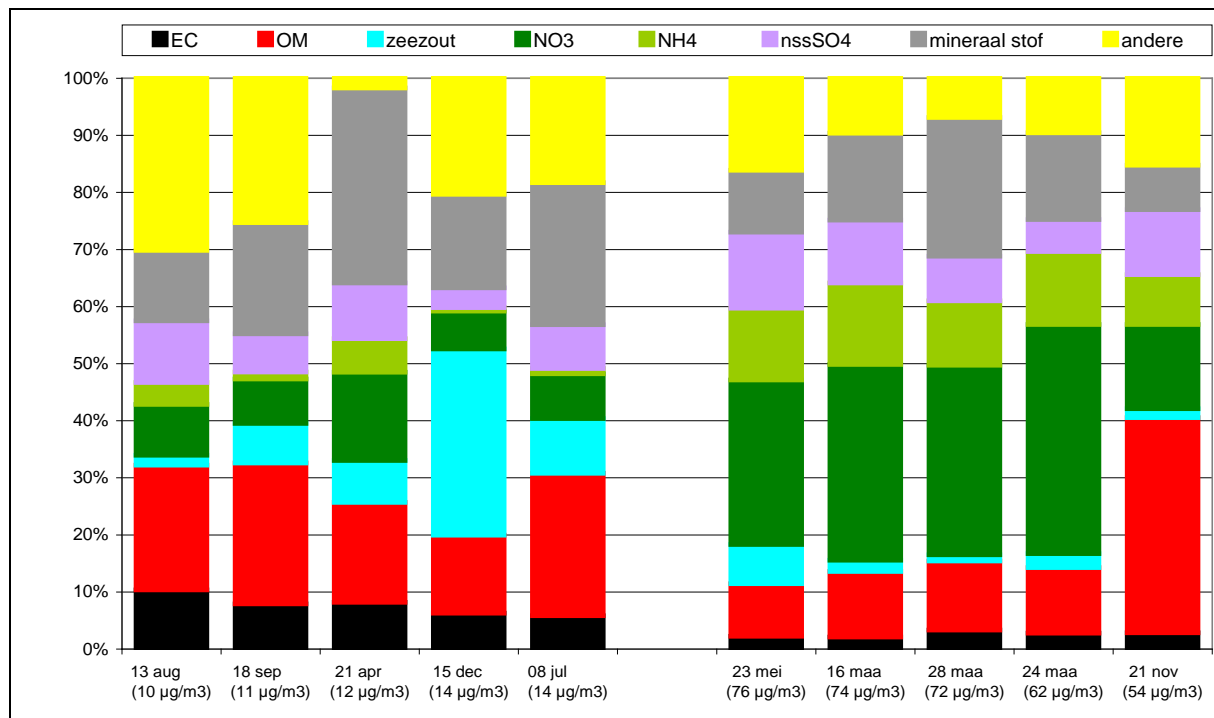
Figuur 97: Effect van de windrichting op de bijdrage van EC per meetplaats



Figuur 98: Effect van de windrichting op de bijdrage van mineraal stof per meetplaats

## 5.4 Weer en samenstelling op extreme dagen

Figuur 99 toont de gemiddelde relatieve samenstelling van fijn stof op de 5 dagen met de laagste en hoogste gemiddelde concentratie over alle meetplaatsen. Het meest opvallende verschil tussen de 2 sets is het aandeel van de secundaire anorganische ionen. Op de dagen met lage concentraties zijn deze allemaal lager dan het algemene gemiddelde (34%). Op de dagen met hoge concentraties zien we net het omgekeerde. We zien dus dat vooral deze fractie zorgt voor de regionale verhogingen. Op 21 november zien we een ander beeld. Die dag was de verhoging voor een groot stuk te wijten aan een verhoging van de organische massa.



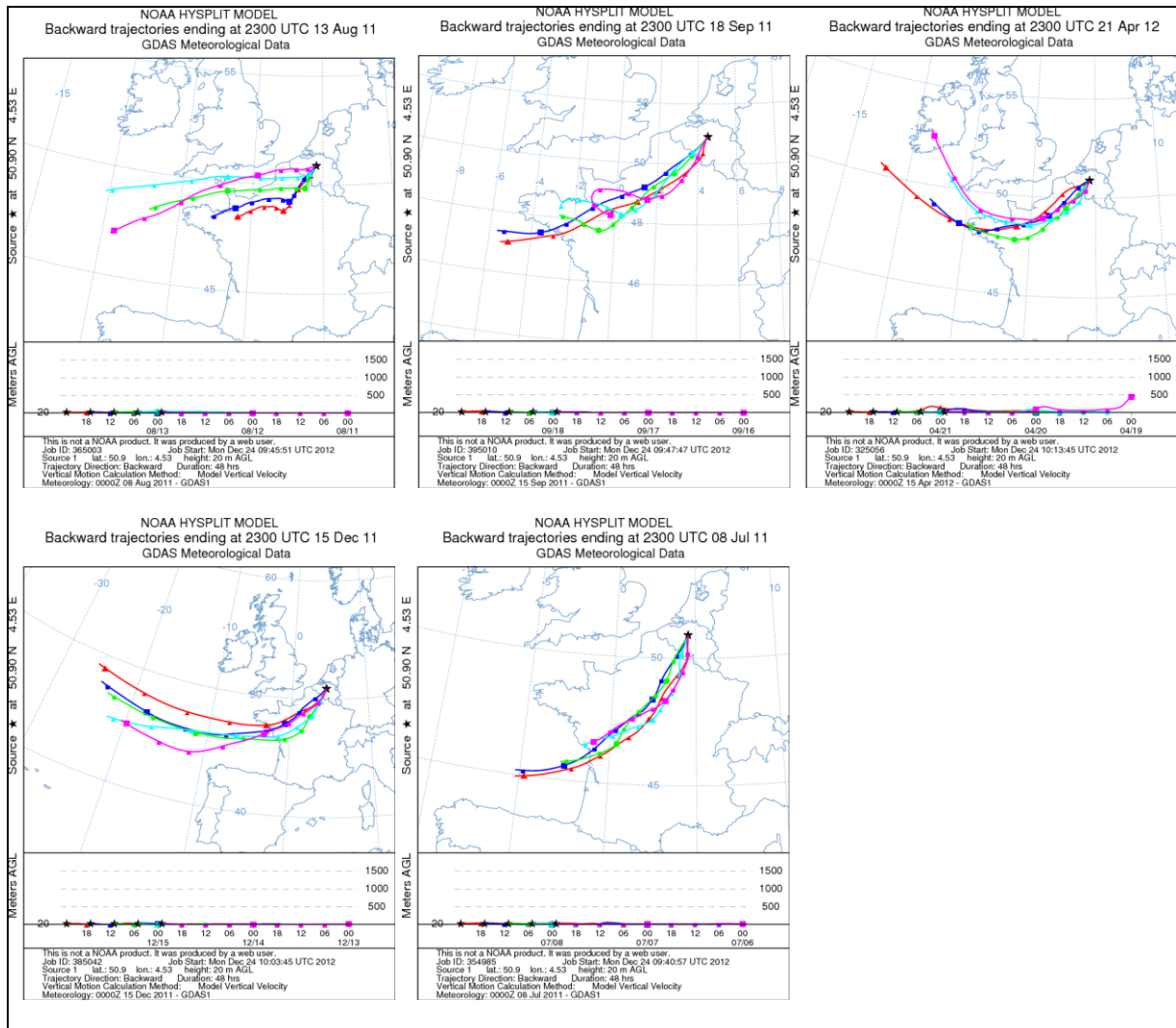
Figuur 99: Gemiddelde relatieve samenstelling van PM<sub>10</sub> op de dagen met de laagste en hoogste concentraties

Figuur 100 en Figuur 101 tonen de *backward trajectories* voor de dagen met de laagste en hoogste PM<sub>10</sub>-concentraties. Deze figuren geven weer waar de luchtmassa voor een bepaalde plaats vandaan kwam op een bepaald tijdstip. De 5 lijnen verschillen telkens 6u. De fuchsia lijn is de eerste lijn en geeft dus aan waar de lucht bij het begin van de dag (rond middernacht) vandaan kwam. De rode lijn is de laatste lijn en toont dus de weg van de lucht die op het einde van de dag aankwam. Hoe dichter de lijnen bij elkaar, hoe stabielere de situatie dus was. De lengte van de lijnen geeft ook weer hoe snel de lucht zich verplaatste. Langere lijnen betekenen dus een hogere windsnelheid. Omdat de trajecten doorgaans weinig verschillen binnen een kleine regio als Vlaanderen kozen we een centraal aankomstpunt (aangeduid met een ster).

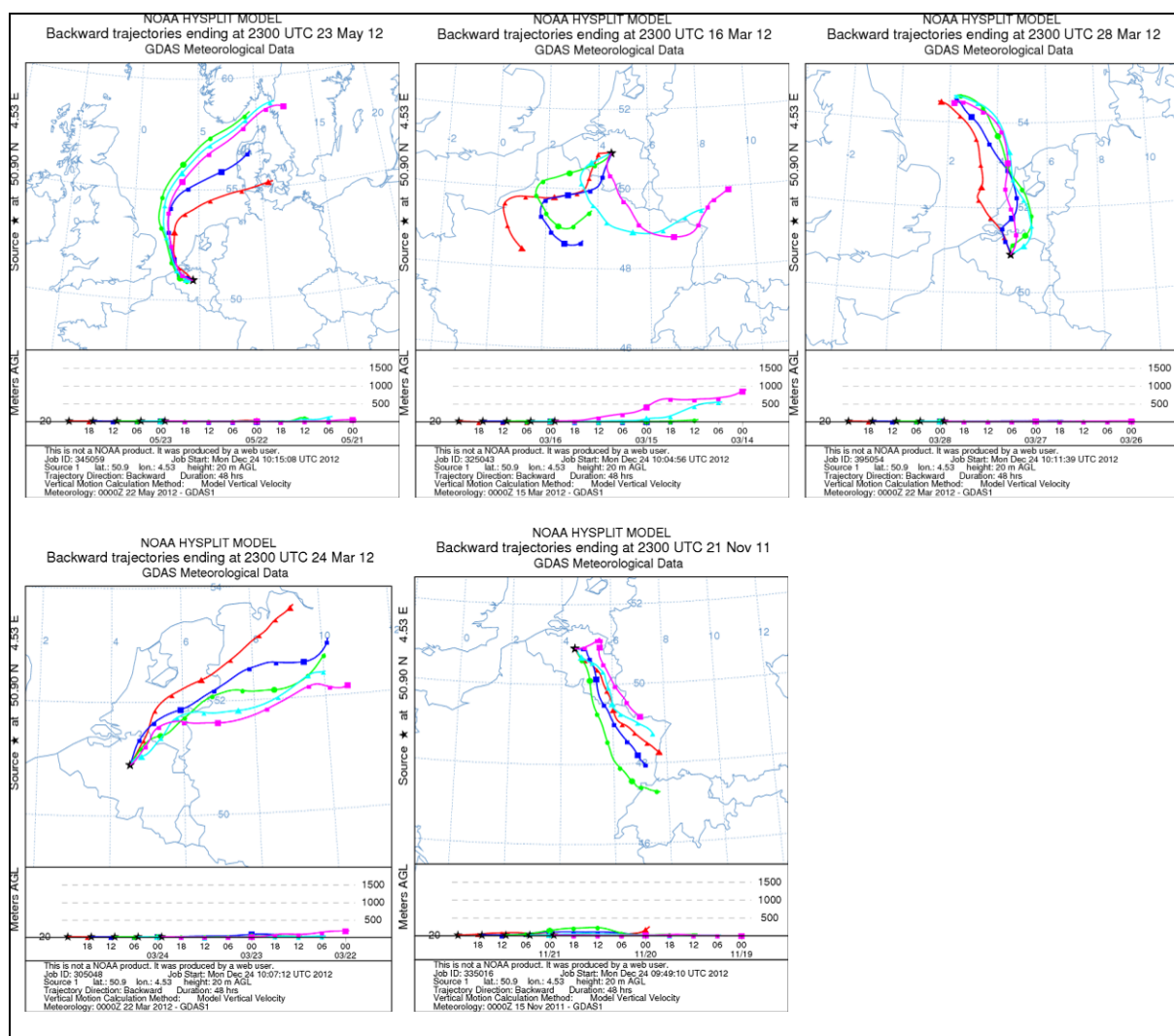
Op dagen met de laagste concentraties komt de lucht altijd vanaf de Atlantische Oceaan. Dit bevestigt dus dat maritieme lucht onze vervuiling verdunt en doet wegwaaien.

Voor de dagen met de hoogste concentraties is het beeld minder duidelijk. Voor 16 en 24 maart en voor 21 november zien we trage beweging van de lucht en een oorsprong op het vasteland. Dit zijn typische situaties met weinig verdunning en extra buitenlandse aanvoer van fijn stof. 23 mei en 28 maart zijn atypisch voor dagen met hoge PM<sub>10</sub>-concentraties. Mogelijk hebben er op die dag nog specifieke meteorologische omstandigheden een rol gespeeld. Zo komt het soms voor dat een weerfront zorgt voor het 'samendrukken' van de onderste luchtlagen, waardoor de vervuiling geconcentreerd wordt. Op 21 november maten we de hoogste gemiddelde bijdrage van houtverbranding van het hele project. De wind kwam toen duidelijk uit het zuidoosten wat doet vermoeden dat Wallonië of verder gelegen regio's (Zuid-Duitsland, Zwitserland, Oostenrijk,...) mee voor een extra bijdrage zorgden.





Figuur 100: Backward trajectories voor de 5 dagen met laagste PM<sub>10</sub>-concentraties



Figuur 101: Backward trajectories voor de 5 dagen met hoogste PM<sub>10</sub>-concentraties

## 5.5 Conclusies

De belangrijkste zaken om te onthouden uit dit hoofdstuk zijn:

- De daggemiddelden kunnen **sterk variëren** onder invloed van de weersomstandigheden.
- **Neerslag en wind hebben een gunstig effect** op de meeste fracties omdat ze de vervuiling verdunnen of uitwassen. Voor **zeezout** zien we een **omgekeerd effect** omdat de maritieme lucht voor extra aanvoer zorgt.
- Bij **hogere temperaturen dalen de concentraties ammonium en nitraat snel**. Waarschijnlijk omdat deze deeltjes van de vaste fase naar de gasfase overgaan. Voor sulfaat is het effect kleiner.
- Het effect van windrichting op **elementaire koolstof en mineraal stof** kan sterk verschillen van plaats tot plaats. Dit toont terug aan dat deze fracties van lokale aard zijn. Voor de andere componenten zien we doorgaans hogere waarden bij aanvoer van continentale lucht.
- **Dagen met zeer veel fijn stof** zijn doorgaans te wijten aan hoge concentraties ammoniumnitraat en –sulfaat, maar soms ook organische massa. Hierbij spelen zowel extra vorming, slechte verspreiding en buitenlandse aanvoer een rol.

## 6 Aanvullende berekeningen

### 6.1 Inleiding

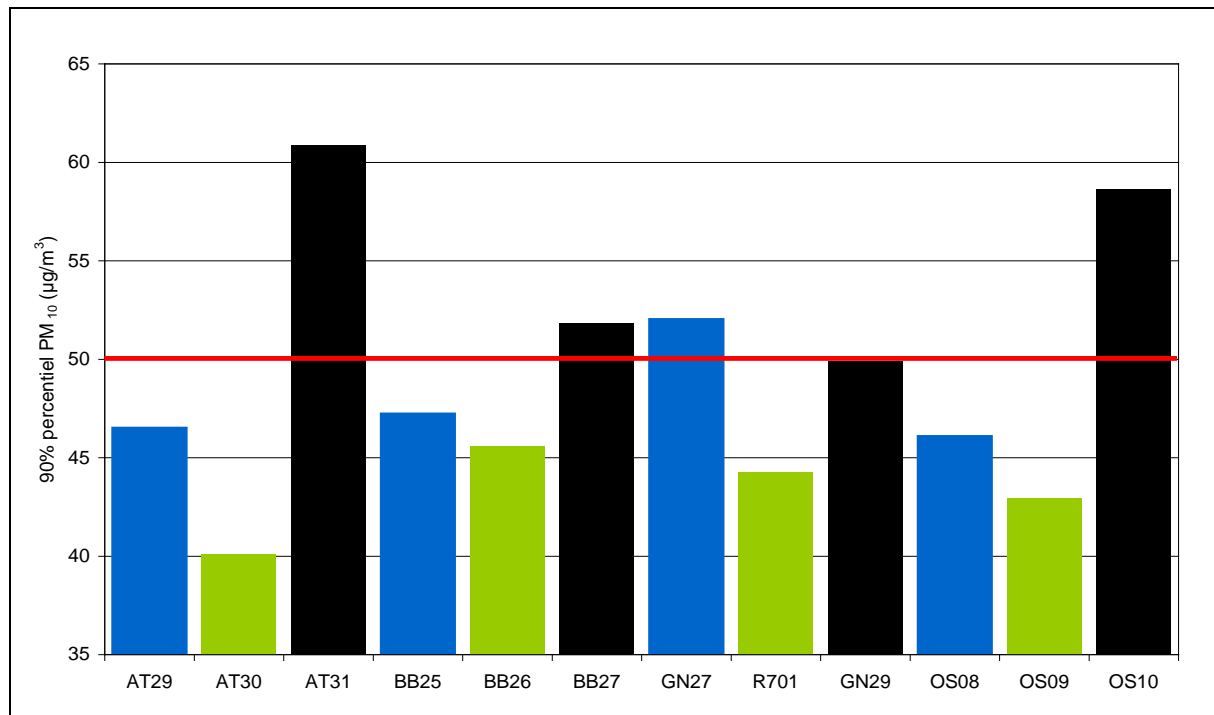
In dit hoofdstuk maken we een aantal extra berekeningen. We bekijken hoe het zit met de haalbaarheid van de EU-grenswaarden. Verder berekenen we de lokale bijdrage van wegverkeer, houtverbranding en zeezout. We bekijken ook de rol van bodemstof in het voorkomen van een hele reeks elementen en gaan dieper in op het gedrag van de secundaire anorganische ionen.

### 6.2 Overschrijding van de daggrenswaarde

Volgens de EU mag de PM<sub>10</sub>-concentratie op een meetplaats niet meer dan 35 keer per jaar hoger zijn dan 50 µg/m<sup>3</sup>. Dit is een concrete vertaling van het feit dat de P90 (90% percentiel) niet hoger mag zijn dan 50 µg/m<sup>3</sup>. Daarnaast mag het jaargemiddelde ook niet hoger zijn dan 40 µg/m<sup>3</sup>. Deze jaargrenswaarde vormt doorgaans geen probleem in Vlaanderen. Enkel in de Antwerpse street canyon komt het gemeten gemiddelde in de buurt.

Omdat we in dit project maar om de 4 dagen meetwaarden hebben, kijken we naar de P90 van onze data om in te schatten of de daggrenswaarde haalbaar is. Hierbij gaan we er van uit dat de 93 gespreide meetdagen representatief zijn voor een heel jaar. Hoe juist deze inschatting is, kunnen we niet weten. Voor de berekening van een jaargemiddelde of een mediaan (P50) geeft een 1 op 4 aanpak doorgaans een zeer goede benadering. Voor de P90 is de onzekerheid waarschijnlijk groter omdat hierbij de datapunten met de hoogste concentraties doorwegen in het cijfer. De onzekerheid op dit cijfer inschatten kunnen we niet omdat we de echte distributie niet kennen.

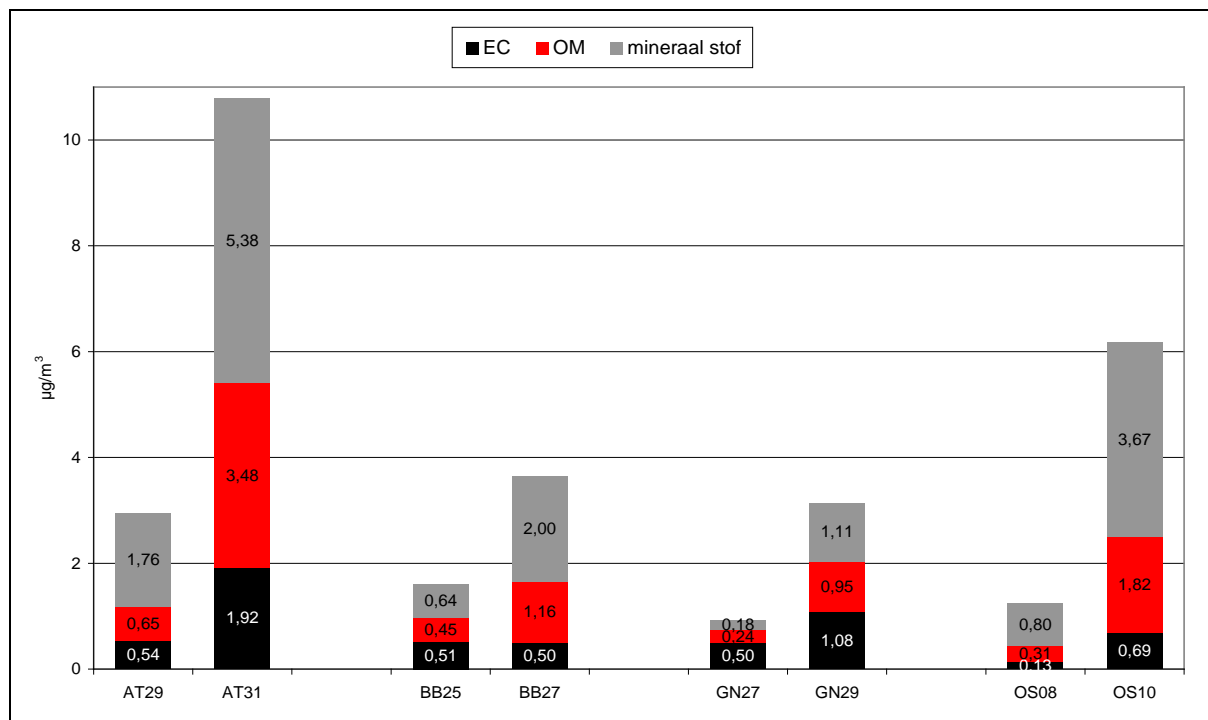
Figuur 102 toont dat de P90 in alle vier de street canyons hoger of gelijk is aan 50 µg/m<sup>3</sup>. In Gent heeft ook de invalsweg een P90 die hoger is dan 50 µg/m<sup>3</sup>. Indien we er van uitgaan dat de 93 meetdagen een beeld geven van de normale toestand op deze plaatsen, dan is het dus waarschijnlijk dat we de daggrenswaarde op deze plaatsen niet halen.



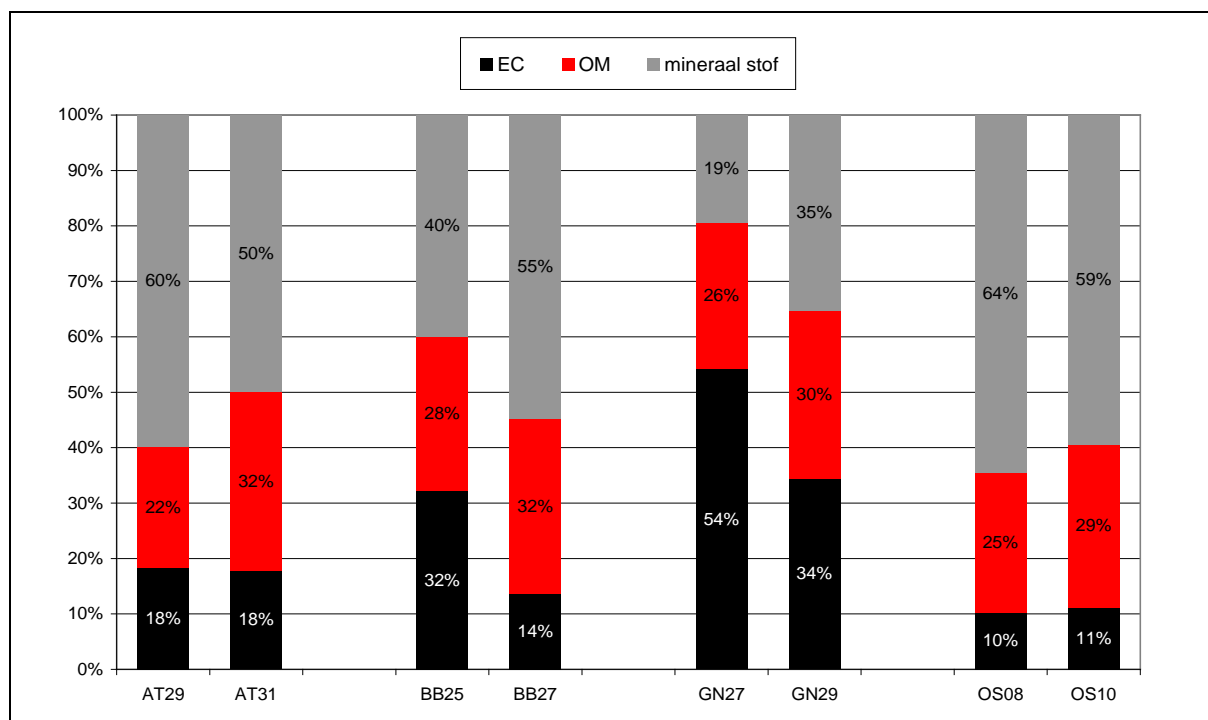
Figuur 102: 90% percentiel van de PM<sub>10</sub>-concentraties op alle meetplaatsen

### 6.3 Lokale bijdrage van verkeer

Verkeer is een belangrijke bron voor elementaire koolstof, organische massa en mineraal stof. Op basis van de verschillen met de concentraties op de achtergrondplaatsen kunnen we berekenen wat de zeer lokale bijdragen zijn op de invalswegen en de street canyon. Omdat ook de achtergrondplaatsen zich in de steden bevonden, kunnen we er van uitgaan dat dit 'surplus' quasi volledig te wijten is aan het lokale verkeer in de betrokken straten.



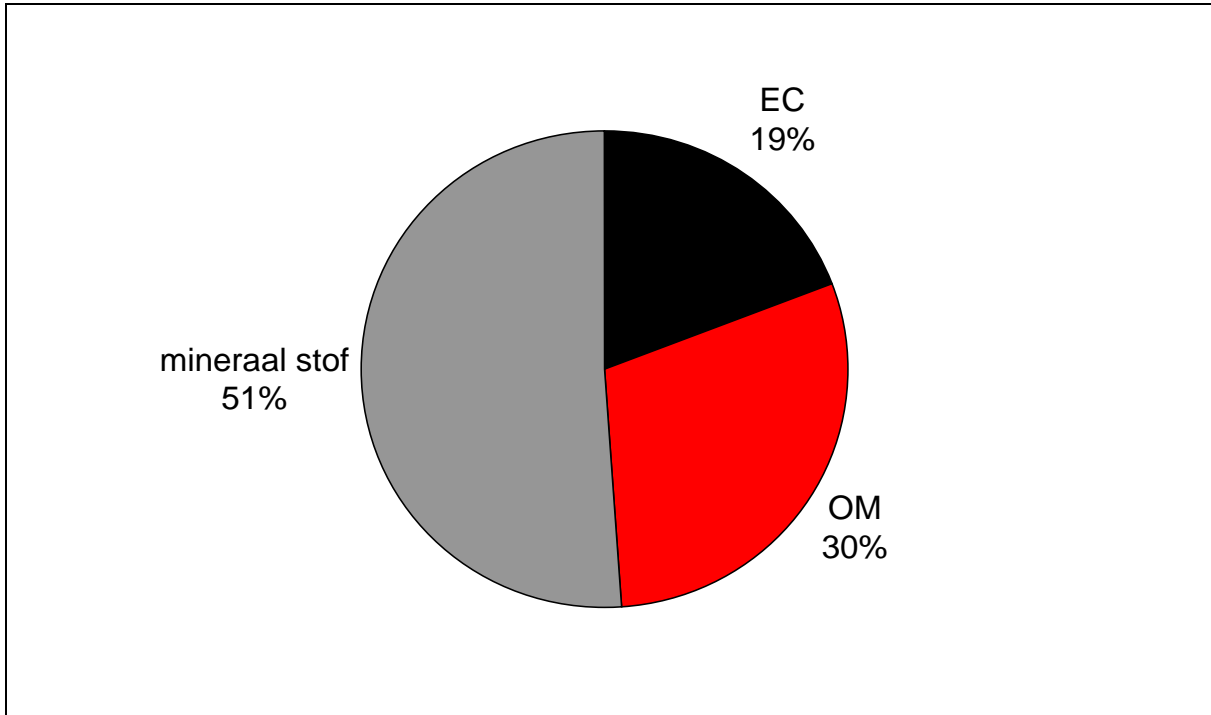
Figuur 103: Lokale bijdrage voor EC, organische massa en mineraal stof voor de invalswegen en de street canyons



Figuur 104: Relatieve bijdrage in de lokale toename voor EC, organische massa en mineraal stof voor de invalswegen en de street canyons

Figuur 103 en Figuur 104 tonen de lokale bijdragen in absolute en relatieve eenheden. De relatieve cijfers tonen aan dat de trend op heel wat plaatsen vergelijkbaar is. Enkel in Gent zien we een wat afwijkend gedrag wat te wijten is aan de ietwat hogere bijdrage van mineraal stof op R701 in vergelijking met de drie andere achtergrondlocaties. Dit is een gevolg van het feit dat de achtergrondmeetplaats in Gent eerder een stedelijk gemiddelde is dan een stedelijk minimum.

Wanneer we de gemiddelde lokale bijdrage voor alle 8 plaatsen berekenen, vinden we dat 51% bestaat uit mineraal stof, 30% organische massa en 19% elementaire koolstof, zie Figuur 105.



Figuur 105: Relatieve aandeel van mineraal stof, EC en organische massa in de lokale bijdrage

We moeten hierbij net als eerder opmerken dat het hier gaat over de zeer lokale bijdrage. Het verkeer in en rond de stad zal zeker ook een effect hebben op de concentraties op de achtergrondplaatsen in deze studie. Naast deze primaire emissies van verkeer die zich over de stad verspreiden, zorgt verkeer ook nog voor heel wat NO<sub>x</sub>-gassen die zich na reactie in de atmosfeer omzetten tot fijn stof onder de vorm van nitraatdeeltjes. Dit proces is vrij traag waardoor er geen lokale pieken ontstaan voor nitraat, maar eerder een algemene regionale verhoging.

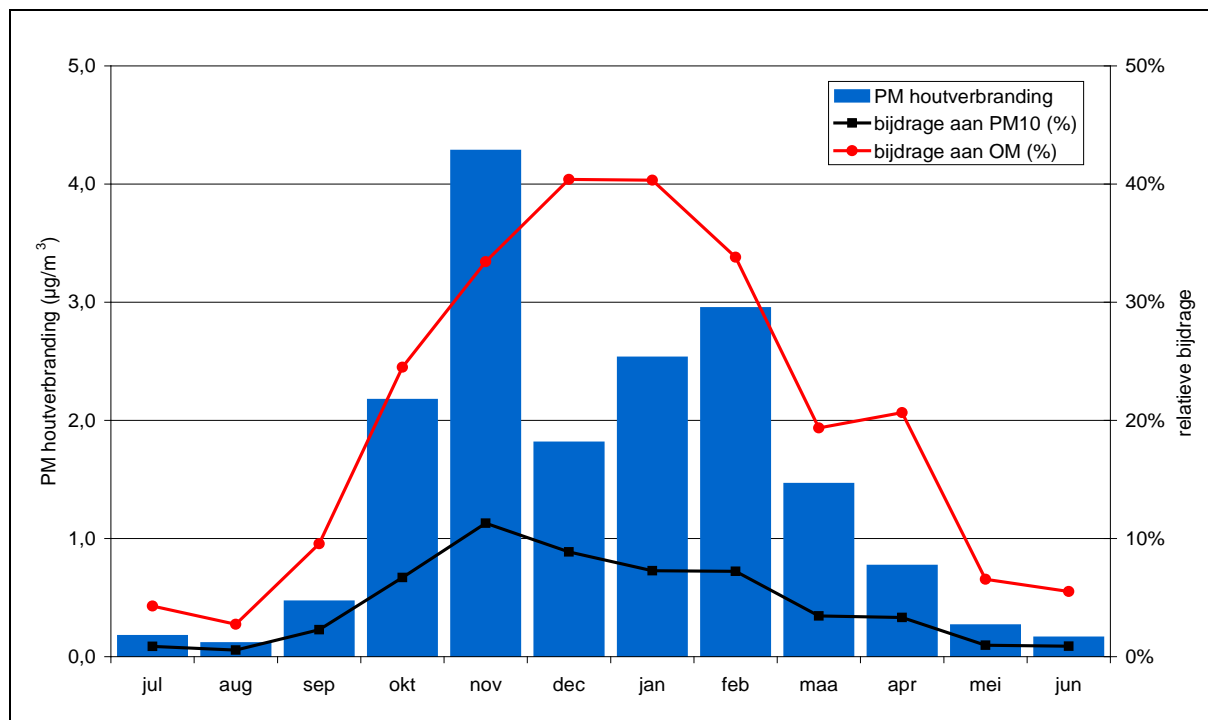
## 6.4 Aandeel van houtverbranding

In het vorige Chemkar project deden we specifiek onderzoek naar de bijdrage van houtverbranding aan fijn stof. In deze studie herhaalden we die aanpak op kleinere schaal. We beperkten ons tot de bijdrage op de 4 achtergrondplaatsen omdat we er van uitgaan dat de lokale verschillen in een stad klein zijn. De berekening van de bijdrage van houtverbranding gebeurt op basis van de formules in 2.5.5.

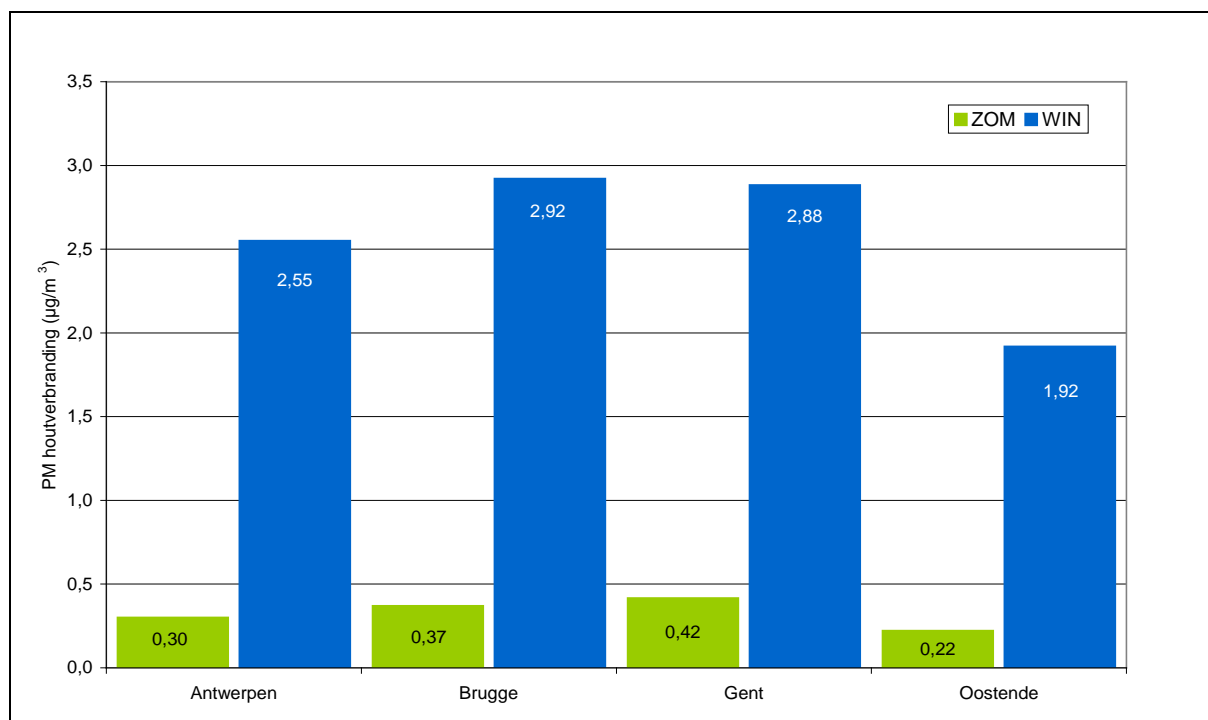
Over het algemeen komen de cijfers uit deze studie goed overeen met die van het vorige project. De gemiddelde bijdrage van houtverbranding bedraagt **1,4 µg/m<sup>3</sup>** wat overeenkomt met **5%** van het totaal PM<sub>10</sub> en dus iets lager is dan de 7% uit het vorige project. Zowel de weersomstandigheden als de ligging van de meetplaatsen zorgen waarschijnlijk voor een iets lagere waarde.

Figuur 106 en Figuur 107 tonen aan dat houtverbranding hoofdzakelijk een probleem is van de wintermaanden. Gemiddeld is de absolute bijdrage **tijdens de wintermaanden 8 keer hoger** dan tijdens de zomermaanden. De bijdrage aan PM<sub>10</sub> kan oplopen tot boven de 10% en de bijdrage aan de organische massa zelfs tot 40

% De absolute bijdragen in de maanden december en januari zijn vrij laag omdat er tijdens die maanden veel dagen waren met gunstige weersomstandigheden (relatief hoge temperaturen voor de tijd van het jaar en veel neerslag).



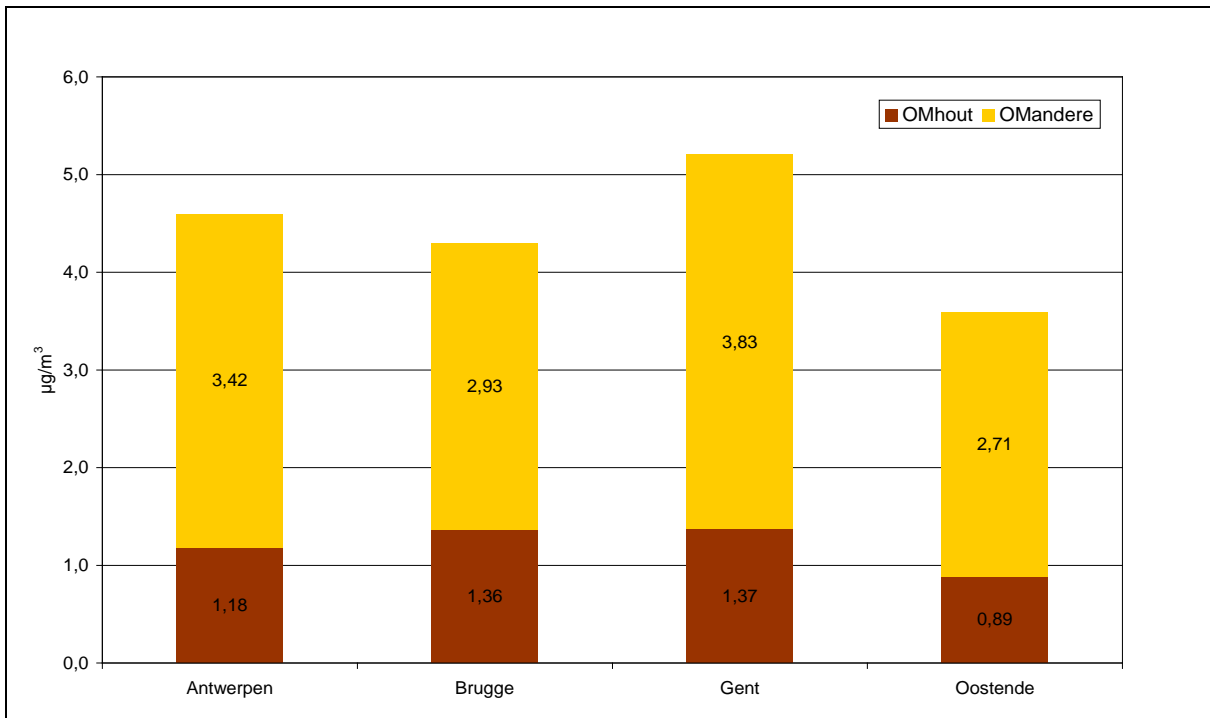
Figuur 106: Absolute en relatieve bijdrage van houtverbranding aan PM<sub>10</sub> en organische massa in PM<sub>10</sub> per maand



Figuur 107: Bijdrage van houtverbranding tijdens zomer- en wintermaanden voor de 4 meetplaatsen. (zomer = apr – sep, winter = okt – maa)

Uit de concentratie van de tracer levoglucosan kunnen we naast de bijdrage aan PM<sub>10</sub> ook de bijdrage aan de organische massa afleiden (zie 2.5.5). Volgens de gebruikte omrekeningsformules bedraagt die organische bijdrage 85% van de bijdrage aan PM<sub>10</sub>. Figuur 108 toont aan dat houtverbranding op jaarbasis goed is voor een **kwart tot één derde van de totale organische massa**.





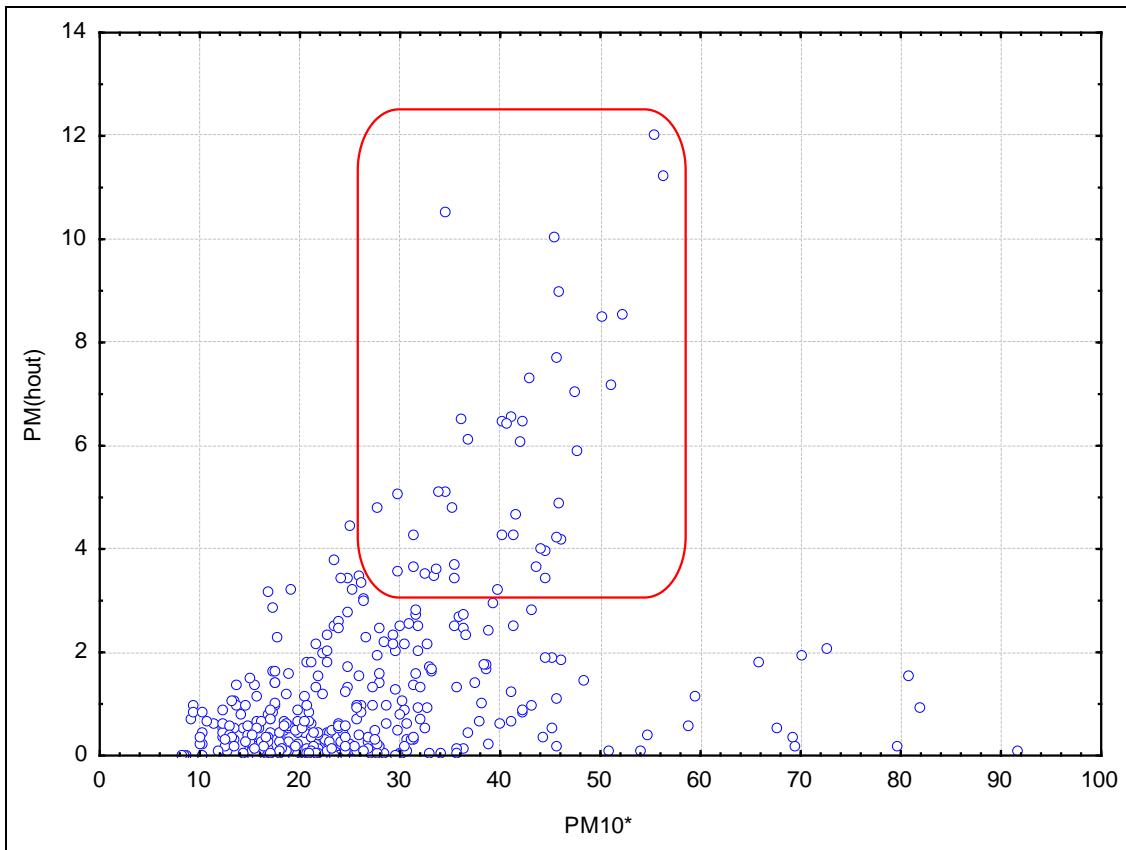
Figuur 108: Jaargemiddelde bijdrage van houtverbranding aan organische massa per meetplaats

In de vorige studie bleek dat houtverbranding een belangrijke bijdrage vormde op PM<sub>10</sub>-overschrijdingsdagen. Figuur 109 laat zien dat de bijdrage van hout duidelijk hoger is op heel wat dagen met hogere PM<sub>10</sub>-concentraties (rode box). Veel van deze punten bevinden zich in deze studie net onder de 50 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>. Daarnaast zijn er ook vrij veel overschrijdingsdagen met een lage tot normale bijdrage van houtverbranding. Hierdoor is de bijdrage op overschrijdingsdagen minder groot dan in de vorige studie. Figuur 110 geeft aan dat de bijdrage van houtverbranding nog steeds een stuk hoger is op overschrijdingsdagen dan op andere dagen. Op **overschrijdingsdagen bedraagt die bijdrage gemiddeld 3,0 µg/m<sup>3</sup>** terwijl dat op andere dagen 1,3 µg/m<sup>3</sup> is.

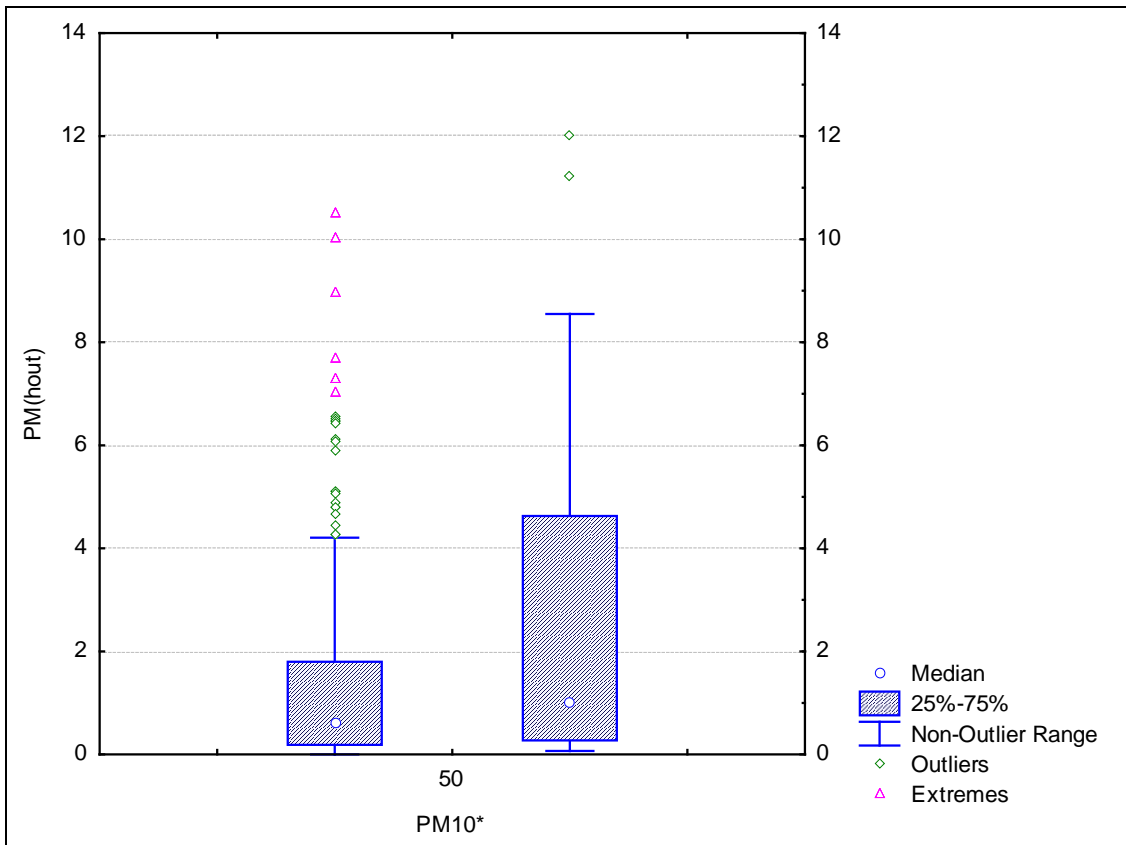
Binnen de beperkte dataset van deze studie zouden er zonder de bijdrage van houtverbranding 5 overschrijdingen minder zijn op een totaal van 20. Dit effect is dus kleiner dan de halvering in overschrijdingsdagen die we in het vorige, meer uitgebreide, project vonden. In het huidige project zorgen het kleiner aantal meetplaatsen, het laag aantal overschrijdingsdagen en het gunstige weer in december en januari (wanneer de uitstoot van houtverbranding doorgaans het hoogst is) vermoedelijk voor een kleiner effect dan normaal. In 5.4 zagen we ook al dat de 4 dagen met de hoogste gemiddelde concentraties over de volledige dataset (van 12 plaatsen) vooral aan secundair anorganisch stof te wijten waren. Dit waren dus vier dagen met overschrijdingen in een groot deel van Vlaanderen. Van de 20 overschrijdingen op onze 4 meetplaatsen vielen er 15 op deze 4 dagen.

In ieder geval is het aantal overschrijdingsdagen altijd een erg 'onstabiele' indicator die moeilijk te veralgemenen is. Een (jaar)gemiddelde concentratie is doorgaans veel betrouwbaarder. Maar ook dit cijfer kan nog beïnvloed worden door variaties in de weersomstandigheden.

Noot: bij het berekenen van het effect op dagen onder/boven de daggrenswaarde gebruiken we zoals in het vaste meetnet de 'bruto PM<sub>10</sub>' concentratie, zonder aftrek van blanco. Dit duiden we in de grafiek aan als PM<sub>10</sub>\*



Figuur 109: Scatterplot van de bijdrage van houtverbranding in functie van de totale PM<sub>10</sub>-concentratie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )



Figuur 110: Bijdrage van houtverbranding op dagen onder/boven de PM<sub>10</sub>-daggrenswaarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

## 6.5 Bijdrage van zeezout

### 6.5.1 Wettelijk kader

De huidige Europese richtlijn 2008/50/EG betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa bevat volgende passages:

#### **Artikel 2**

##### **Definities**

*„bijdragen van natuurlijke bronnen”: emissies van verontreinigende stoffen die niet direct of indirect zijn veroorzaakt door menselijke activiteiten, met inbegrip van natuurverschijnselen zoals vulkanische uitbarstingen, seismische activiteiten, geothermische activiteiten, bosbranden, stormen, zeezout als gevolg van verstuivend zeewater of de atmosferische opwerveling of verplaatsing van natuurlijke deeltjes uit droge regio's;*

#### **Artikel 20**

##### **Bijdragen van natuurlijke bronnen**

1. De lidstaten verstrekken de Commissie, voor een bepaald jaar, een lijst van zones en agglomeraties waar overschrijdingen van grenswaarden voor een bepaalde verontreinigende stof toe te schrijven zijn aan natuurlijke bronnen. De lidstaten verstrekken gegevens over de concentraties en bronnen en het bewijsmateriaal dat aantoont dat de overschrijdingen aan natuurlijke bronnen zijn toe te schrijven.

2. Wanneer de Commissie overeenkomstig lid 1 in kennis is gesteld van een aan natuurlijke bronnen toe te schrijven overschrijding, wordt die overschrijding niet als een overschrijding in de zin van deze richtlijn aangemerkt.

Dit betekent dus dat aftrek enkel mag in geval van een overschrijding die er zonder de bijdrage van die natuurlijke bron niet zou geweest zijn. In de praktijk moet men ook kunnen onderbouwen dat de natuurlijke bron wel degelijk voor die bepaalde overschrijding verantwoordelijk is. Het toepassen van een algemene aftrek van bijvoorbeeld een vast aantal overschrijdingsdagen is dus niet toegelaten.

Los van de wettelijke mogelijkheid willen we toch enkele belangrijke opmerkingen betreffende de aftrek van zeezout vermelden:

- Het idee van aftrek van zeezout komt niet uit wetenschappelijke kring. Veel wetenschappers zien het eerder als een kunstgreep om het aantal overschrijdingen van de EU-grenswaarde te verminderen.
- Vanuit medische kringen is er ernstige kritiek op deze aftrek en op aftrek van andere natuurlijke bijdragen omdat men in alle epidemiologische studies gebruik maakt van de totale gemeten concentraties (dus zonder enige aftrek). Het toelaten van een aftrek van zeezout zou dus eigenlijk enkel kunnen indien de grenswaarden ook herbekeken worden. Indien men dit niet doet, komt het toelaten van deze aftrek namelijk neer op het verminderen van de bescherming van de burgers.
- De veronderstelling dat zeezout volledig onschadelijk zou zijn is ook onvoldoende onderbouwd. Aerosolchemie is een zeer complex gegeven waarbij deeltjes (bijvoorbeeld zeezout) na hun ontstaan nog verder kunnen reageren (bijvoorbeeld de reactie van NaCl met HNO<sub>3</sub> tot NaNO<sub>3</sub>). Daarnaast kunnen deeltjes ook optreden als reactiemedium voor het ontstaan van andere (schadelijke) verbindingen en kunnen deeltjes ook schadelijk zijn omwille van hun fysische eigenschappen.

### 6.5.2 Dit project

De gemiddelde bijdrage van zeezout over de 12 meetplaatsen is in deze studie een stuk hoger dan in de vorige projecten. De hogere waarden in Oostende en ook wel in Brugge trekken het gemiddelde omhoog. In verhouding met de vorige projecten was de gemiddelde afstand tot de kust nu dus een stuk lager. Daarnaast lijkt ook het opwaaien van zeezout in street canyons voor een kleine extra bijdrage te zorgen die in vorige projecten niet aanwezig was.

Tabel 13 geeft aan dat de **bijdrage van zeezout schommelt tussen 15% en 6%**. Net zoals in vorige studies berekenen we wat het effect zou zijn op het aantal overschrijdingen van de PM<sub>10</sub>-daggrens indien we zeezout zouden aftrekken. Op een totaal van 105 overschrijdingen zouden er 18 minder zijn. Ook dit cijfer kunnen we best niet veralgemenen gezien het klein aantal overschrijdingen per meetplaats en de 'onstabiliteit' van dit criterium. Verder moeten we ook nog een kleine kanttekening maken. De verhoging van zeezout in de street canyons geeft aan dat verkeer een deel van het zeezout doet heropwaaien. Hierdoor kunnen we het niet meer beschouwen als natuurlijke bijdrage en zouden we dit deel dus niet in rekening mogen brengen.

Tabel 13: Bijdrage van zeezout aan gemiddelde en overschrijdingsdagen

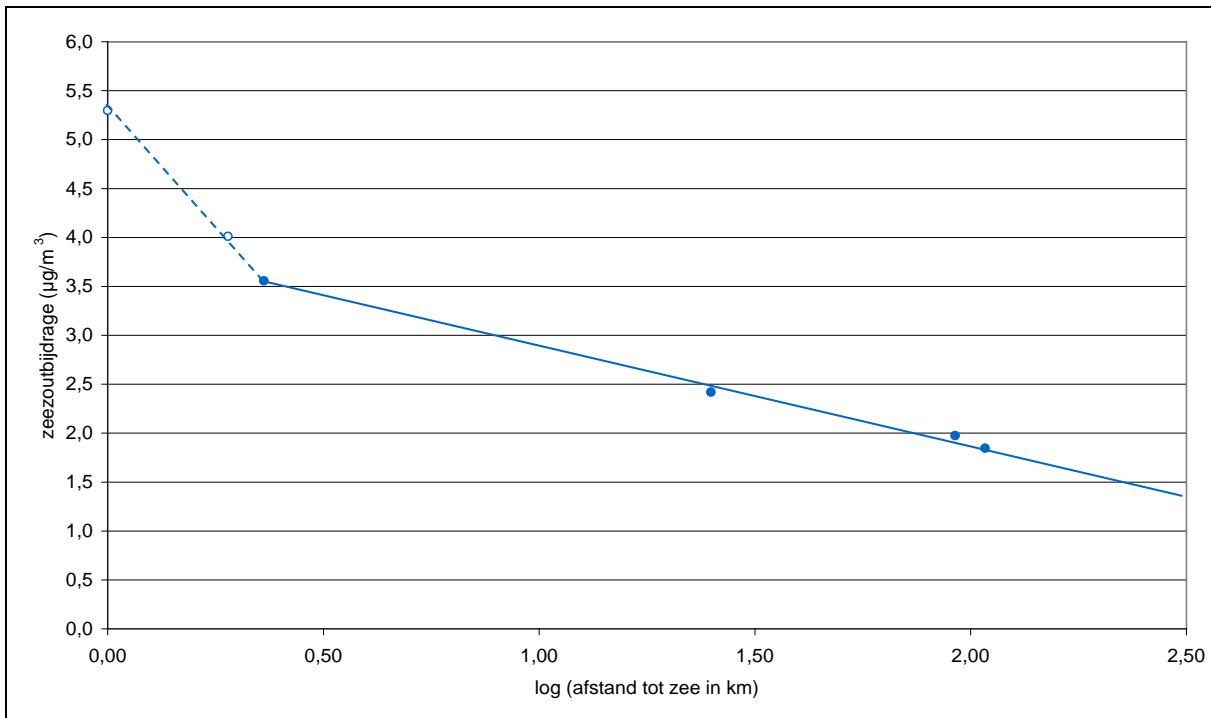
	zeezout (µg/m <sup>3</sup> )	zeezout (%)	# PM <sub>10</sub> > 50	# PM <sub>10</sub> > 50 na aftrek	verschil
AT29	1,90	6,8%	8	6	-2
AT30	1,85	7,1%	5	4	-1
AT31	2,15	5,5%	21	15	-6
BB25	2,42	9,2%	5	5	0
BB26	2,42	9,5%	5	4	-1
BB27	2,84	9,4%	10	10	0
GN27	2,24	7,7%	10	9	-1
R701	1,97	7,1%	6	5	-1
GN29	2,29	7,4%	10	9	-1
OS08	4,01	14,8%	7	5	-2
OS09	3,56	14,0%	4	3	-1
OS10	5,30	15,4%	14	12	-2
<b>Alle plaatsen</b>	<b>2,75</b>	<b>9,5%</b>	<b>∑ 105</b>	<b>∑ 87</b>	<b>∑ -18</b>

Wanneer we de zeezoutbijdrage (in µg/m<sup>3</sup>) op de achtergrondplaatsen uitzetten in functie van de afstand tot de zee (gemeten in westelijke richting) dan blijken deze vier punten, zie Figuur 111, zich volgens deze logaritmische functie te gedragen:

$$\text{zeezout} = 3,9 - \log(\text{afstand tot zee in km})$$

De twee andere punten in Oostende (niet gevulde bolletjes in de grafiek) liggen boven deze rechte. Vermoedelijk speelt de extra bijdrage van verkeer hier een rol in. Daarnaast kan het ook zijn dat grovere deeltjes (in de range van 10 µm) sneller afgezet worden op korte afstand van de kust. Waardoor het verval steiler is dan bij de minder grote zoutdeeltjes.

Er valt mogelijk te verwachten dat dit verband van jaar tot jaar anders kan zijn, dus het lijkt voorlopig niet aangewezen om deze functie te veralgemenen.



Figuur 111: Zeezoutbijdrage in functie van de afstand tot de zee

## 6.6 Bodemaanrijksfactoren

Bodemaanrijksfactoren geven weer in welke mate een element van andere bronnen dan bodemstof afkomstig is. De berekening gebeurt als volgt:

1. We selecteren een referentie-element (Al of Ti) waarvan we aannemen dat dit enkel afkomstig is van bodemstof.
2. We berekenen voor elk element de verhouding ten opzichte van het referentie-element.
3. Deze verhouding vergelijken we met de uit de literatuur gekende verhouding in de aardkorst.
4. Indien de verhouding gelijk is (factor = 1) kunnen we stellen dat het element quasi volledig van bodemstof afkomstig is. Indien de verhouding veel groter is dan die in de aardkorst (factor  $\gg 1$ ) is het element van een andere bron afkomstig. Hoe groter de factor, hoe belangrijker de andere bronnen. Aangezien er altijd lokale verschillen zijn in de samenstelling van bodemstof baseren we ons doorgaans vooral op de grootteorde. Voor elementen met factoren kleiner dan 10 kunnen we nog steeds stellen dat bodemstof een relevante bijdrage geeft.

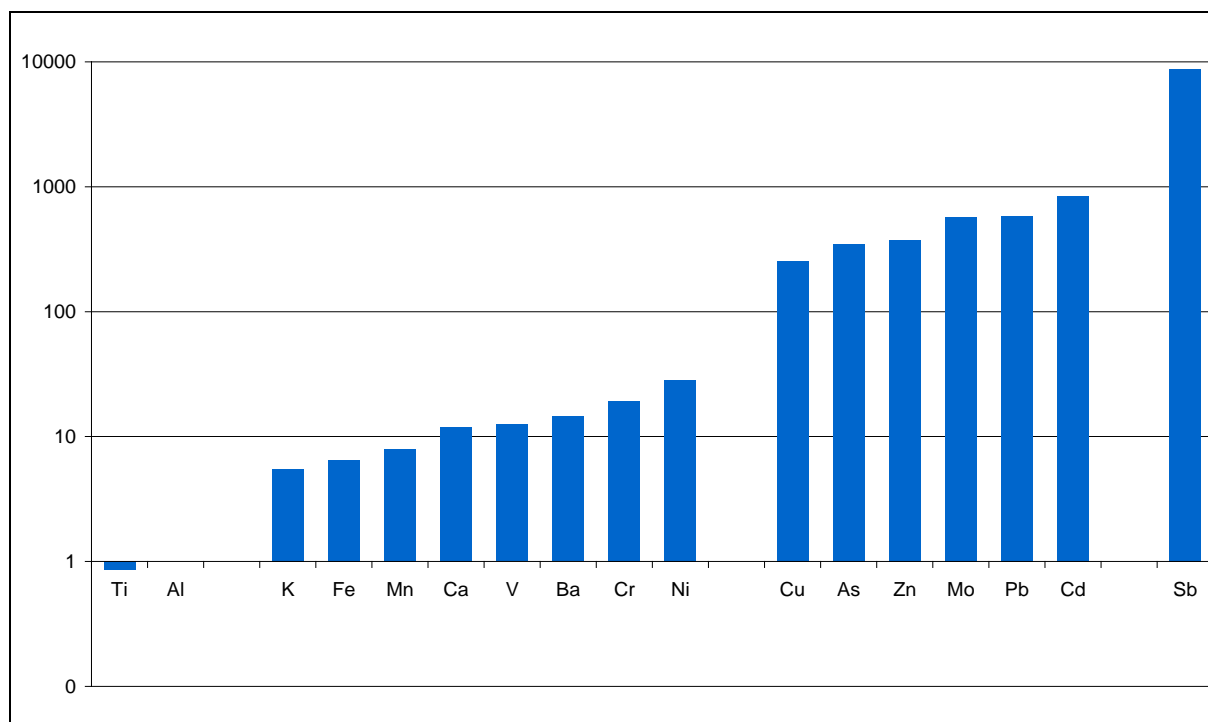
In deze studie berekenden we de bodemaanrijking ten opzichte van aluminium en titaan. Omdat de resultaten zeer goed vergelijkbaar waren, geven we enkel de getallen weer op basis van aluminium. Om het effect van afwijkende waarden te beperken, maken we (net als in de vorige studies) de verhoudingen op basis van de medianen in plaats van de gemiddelden.

Tabel 14 en Figuur 112 tonen de factoren ten opzichte van Al gerangschikt van laag naar hoog. We zien dat:

- De factor voor **Ti** zeer dicht bij 1 ligt, wat dus bevestigt dat dit een puur bodemelement is en dat Ti en Al zich in hun natuurlijke verhouding bevinden in het fijn stof.
- De elementen **K, Fe, Mn, Ca, V, Ba, Cr en Ni** deels van bodemstof afkomstig zijn.
- Bodemstof geen rol van betekenis speelt voor **Cu, As, Zn, Mo, Pb, Cd en Sb**.

Tabel 14: Bodemaanrijdingsfactoren (ten opzichte van Al) voor de verschillende elementen op basis van de medianen

	Ti	Al	K	Fe	Mn	Ca	V	Ba	Cr	Ni	Cu	As	Zn	Mo	Pb	Cd	Sb
AT29	0,8	1	6	11	10	15	11	21	28	27	440	730	460	950	990	1490	14800
AT30	0,8	1	6	5	8	10	10	11	20	25	240	550	410	440	980	1370	9500
AT31	0,8	1	3	7	7	8	6	14	24	18	280	270	310	490	530	860	7600
BB25	0,8	1	6	7	10	15	17	19	23	34	330	390	380	640	560	750	12000
BB26	0,9	1	7	5	10	15	17	12	13	37	180	410	440	470	650	1090	7800
BB27	0,8	1	5	5	7	14	12	13	15	27	230	240	370	430	440	620	6900
GN27	1,2	1	6	10	10	13	12	19	26	31	320	320	470	900	560	710	9900
R701	0,8	1	4	4	6	11	10	9	11	26	110	220	310	390	480	640	4900
GN29	1,0	1	5	9	8	11	10	22	24	24	370	200	370	820	450	600	13200
OS08	0,8	1	6	5	7	10	16	9	16	30	180	260	340	430	400	630	5700
OS09	0,7	1	6	3	5	10	15	9	12	31	120	240	290	330	360	490	4700
OS10	1,0	1	4	4	5	12	10	9	13	20	140	150	250	310	260	400	4400
<b>Gem.</b>	<b>0,9</b>	<b>1,0</b>	<b>5,5</b>	<b>6,4</b>	<b>8,0</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>28</b>	<b>250</b>	<b>350</b>	<b>380</b>	<b>570</b>	<b>580</b>	<b>840</b>	<b>8800</b>



Figuur 112: Gemiddelde bodemaanrijdingsfactoren voor de gemeten elementen

Verder zijn er ook nog enkele lokale verschillen maar die zijn niet altijd eenvoudig te interpreteren. In sommige gevallen is de situatie duidelijk, zoals de hogere aanrijking van As, Cd en Pb in de twee zuidelijke meetplaatsen in Antwerpen (AT29 en AT30). Dit komt vrijwel zeker door de uitstoot van Umicore in Hoboken. Maar soms kan meer opwaaiend bodemstof er voor zorgen dat factoren lager zijn dan normaal. Dit zien we bijvoorbeeld bij V. Hier hebben de meetplaatsen in Oostende en Brugge



hogere factoren door de bijdrage van zeeschepen die zware olie gebruiken als brandstof. In de straat canyons zijn de factoren daar echter lager door de extra bijdrage van bodemstof.

Tot slot willen we hier nog eens opmerken dat de omschrijving van **mineraal stof ruimer is dan bodemstof**. Mineraal stof omvat naast puur bodemstof ook mineralen afkomstig van industriële processen, bouwwerken, slijtage van wegdek en voertuigen, enzovoort. Zoals al eerder aangegeven, kunnen we met onze analyses geen onderscheid maken tussen deze verschillende oorzaken. Het zou zeker interessant zijn om hier in de toekomst meer onderzoek naar te doen en daarbij aanvullende technieken te gebruiken die een meer uitgebreid beeld geven van de vorm waarin deze minerale elementen voorkomen.

## 6.7 Secundaire anorganische ionen

### 6.7.1 Ionenbalans

Het uitdrukken van de samenstelling in massa geeft vaak een vertekend beeld omdat zwaardere atomen en moleculen hierdoor meer aanwezig lijken te zijn. Onderstaande tabel en figuur geven een ander beeld van de ionaire samenstelling omdat ze de ionen uitdrukken in 'molaire equivalenten'. Dit komt min of meer overeen met het aantal deeltjes (in plaats van de massa) met het verschil dat dubbel geladen ionen ook dubbel meetellen. Deze aanpak maakt het eenvoudig om ook de ionenbalans te berekenen. Deze balans ( $\Delta K-A$ ) is het verschil tussen de ladingen van de (positieve) kationen en (negatieve) anionen. Dit verschil zou klein moeten zijn en doet dienst als een extra kwaliteitscontrole. Het kleine verschil van gemiddeld 4% dat we hier vinden is dus zeker gunstig. De lichte overmaat aan kationen kan trouwens ook te wijten zijn aan de aanwezigheid van carbonaten en organische anionen, die niet in de balans voorkomen.

Tabel 15: Ionaire samenstelling van PM<sub>10</sub> uitgedrukt in molaire equivalenten (neq/m<sup>3</sup>)

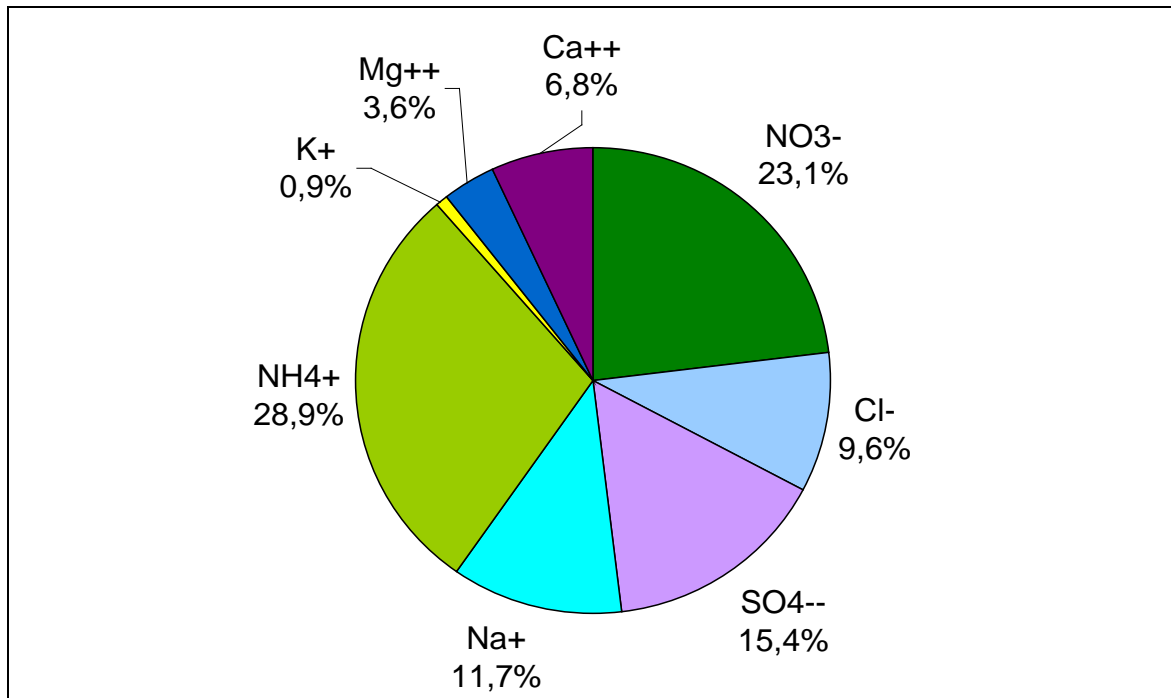
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	$\Delta K-A$	$\Delta K-A\%$
AT29	85	23	59	32	113	3	10	19	10	3%
AT30	86	23	59	31	116	3	10	19	11	3%
AT31	92	29	62	34	102	3	14	44	14	4%
BB25	85	31	56	40	109	3	12	17	10	3%
BB26	88	31	55	40	115	3	12	18	14	4%
BB27	90	37	58	46	108	3	15	33	20	5%
GN27	88	28	57	37	117	3	11	23	17	5%
R701	90	26	57	32	113	3	11	27	14	4%
GN29	89	29	58	38	115	4	12	27	18	5%
OS08	81	53	55	64	102	3	18	19	16	4%
OS09	81	47	55	57	105	3	17	17	16	4%
OS10	84	75	60	79	88	4	23	45	19	4%
<b>Alle stations</b>	<b>87</b>	<b>36</b>	<b>58</b>	<b>44</b>	<b>108</b>	<b>3</b>	<b>14</b>	<b>26</b>	<b>15</b>	<b>4%</b>

In Tabel 15 en Figuur 113 zien we dat ammonium het belangrijkste ion is. Men neemt dan ook aan dat ammonium en zijn gasvormige voorloper ammoniak NH<sub>3</sub> een sleutelrol spelen bij de vorming van de secundaire anorganische ionen. Wanneer ammoniak niet aanwezig is, vormt er zich geen ammonium en kan er ook geen vorming van ammoniumnitraat en ammoniumsulfaat plaatsvinden.

De algemene trend is op alle meetplaatsen vergelijkbaar, maar er zijn toch lokale verschillen:

- Een duidelijke hogere bijdrage van de zeezoutionen (natrium, chloride en magnesium) dicht bij de kust.
- Een hogere bijdrage in de straat canyons voor calcium, en ook (in mindere mate) voor de zeezoutionen.

- Een doorgaans lagere bijdrage voor ammonium in de street canyons. Hoewel het ionendeficit overall heel laag is (3-5%) zien we in drie van de vier street canyons minder ammonium en meer calcium en zeezoutionen. Dit geeft aan dat het verkeer door het heropwaaien van bodemstof en zeezout het chemisch evenwicht bij de ionen doet verschuiven.



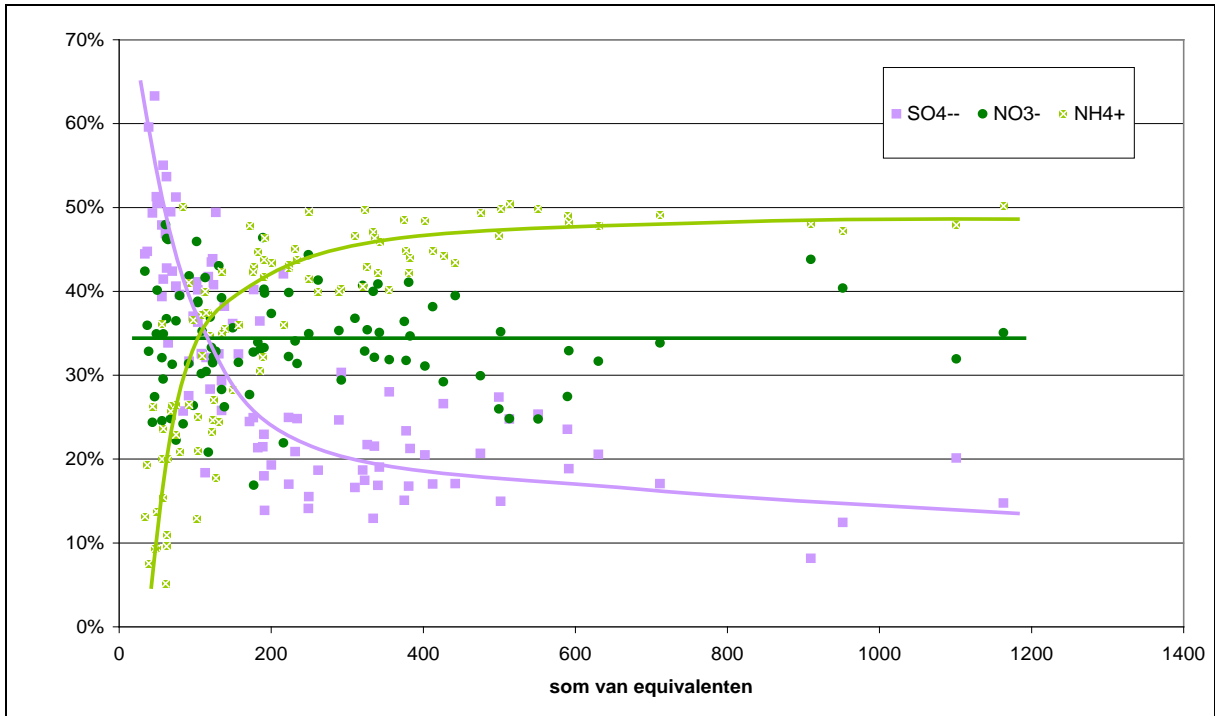
Figuur 113: Relatief aandeel van de gemeten ionen, uitgedrukt in molaire equivalenten

### 6.7.2 Onderlinge verhouding tussen ammonium, nitraat en sulfaat

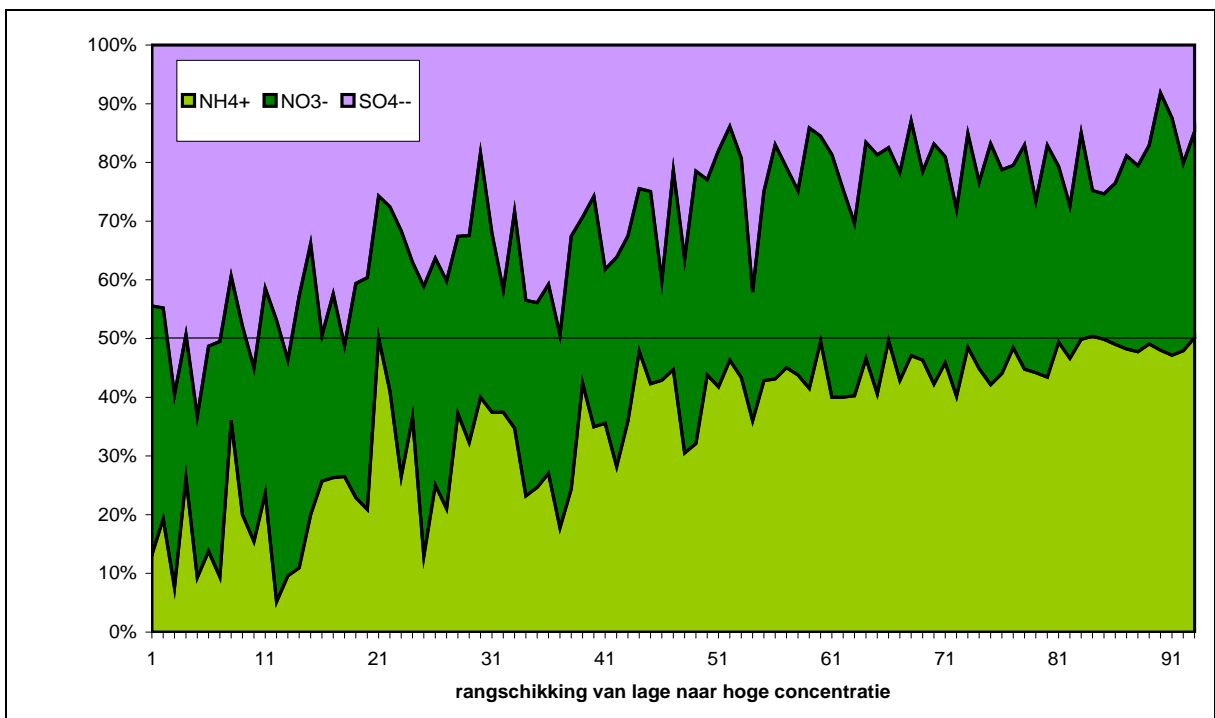
We gaven al aan dat de secundaire anorganische ionen in massa de belangrijkste fractie van fijn stof vormen en dat ze vaak een nog grotere rol spelen op dagen met hoge stofconcentraties. Figuur 114 toont hoe de onderlinge verhoudingen verschuiven bij hogere concentraties. Omdat het evenwicht tussen de ionen zich afspeelt op basis van de ladingen drukken we concentraties hier ook uit in molaire equivalenten in plaats van in massa. We zien dat:

- **sulfaat** het belangrijkste ion is bij de laagste concentraties maar sterk afneemt bij hogere concentraties;
- **ammonium** min of meer het omgekeerde gedrag vertoont dan sulfaat en sterk in belang toeneemt bij hogere concentraties;
- Het aandeel van **nitraat** vrij constant is.

In Figuur 115 tonen we dezelfde informatie maar dan gerangschikt van lage naar hoge concentratie. Waarde 1 is dus de dag met de laagste gemiddelde som van molaire equivalenten en waarde 93 de dag met de hoogste som. Hierin zien we nog duidelijker de aangegeven trends en valt ook op dat het positieve ammoniumion enkel bij de hoogste concentraties in evenwicht is met de twee negatieve ionen nitraat en sulfaat. Dit betekent dus dat bij lagere concentraties andere ionen (zoals Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> en Ca<sup>2+</sup>) de rol van positief tegenion voor hun rekening nemen.



Figuur 114: Relatief aandeel van ammonium, nitraat en sulfaat (per dag en plaats) in functie van hun som van molaire equivalenten



Figuur 115: Relatief aandeel van ammonium, nitraat en sulfaat (per dag) in volgorde van laagste tot hoogste som van hun molaire equivalenten

## 6.8 Conclusies

De belangrijkste conclusies van dit hoofdstuk zijn:

- Op de verkeerslocaties en vooral in de street canyons meten we beduidend meer fijn stof dan op de achtergrondplaatsen. Het is waarschijnlijk dat heel wat **street canyons in overschrijding** zijn met de EU-daggrenswaarde voor PM<sub>10</sub> (= max. 35 dagen boven de 50 µg/m<sup>3</sup>).
- Deze hogere concentraties komen door de lokale bijdrage van wegverkeer. Die bestaat min of meer voor de **helft uit uitlaatemissies** van elementaire koolstof (roet) en organische massa en voor de **andere helft uit mineraal stof**. Dit mineraal stof is afkomstig van opwaaiend bodemstof, slijtage van wegdek en slijtage van voertuigen. Dit aspect is tot op heden waarschijnlijk onderschat.
- **Houtverbranding** droeg in dit project op jaarbasis bij **tot 5% van PM<sub>10</sub>**. In de wintermaanden is de bijdrage gemiddeld 8 keer hoger dan in de zomermaanden. De bijdrage is iets lager dan in de vorige studie, waarschijnlijk omwille van de gekozen meetplaatsen en het gunstige weer in januari en december.
- De bijdrage van **zeezout** varieerde in dit project **tussen 6% en 15% van PM<sub>10</sub>**. Zoals verwacht vinden we de hoogste waarden het dichtst bij de zee. De concentraties op de achtergrondplaatsen daalden volgens een logaritmisch verband met de afstand tot de zee. In de street canyons zagen we ook een beperkte verhoging van zeezout wat er op wijst dat **verkeer ook zeezout doet heropwaaien**. Deze verhoging gaat doorgaans samen met een relatief lager aandeel van ammonium.
- Het onderlinge **evenwicht tussen ammonium, nitraat en sulfaat verschuift** van lage naar hoge concentraties. Nitraat is vrij constant, maar sulfaat overheerst bij de laagste concentraties en ammonium bij de hoogste.

## 7 Beleidsadvies

Hoewel het Chemkar onderzoek qua opzet vrij wetenschappelijk is, kunnen we uit de resultaten toch verschillende adviezen halen om het fijn stof beleid en de bescherming van de burgers nog te verbeteren:

- Dit verkennend onderzoek geeft aan dat we de EU-daggrenswaarde (maximaal 35 dagen met PM<sub>10</sub> > 50 µg/m<sup>3</sup>) waarschijnlijk niet respecteren in heel wat street canyons. Dit komt door de extra lokale bijdrage van wegverkeer en de mindere verdunning in deze straten omgeven door hoge gebouwen. **Extra maatregelen** zullen dus nodig zijn als we ook in deze street canyons aan de EU-grenswaarden willen voldoen.
- Verkeer zorgt naast uitlaatemissies ook voor heel wat **mineraal stof**. Deze bijdrage is ongeveer even groot als de uitlaatemissies en is afkomstig van het heropwaaien van bodemstof en, in mindere mate, ook door slijtage van wegen en voertuigen. Het belang van deze fractie wordt tot op heden meestal onderschat.
- Om juistere modelberekeningen te maken, is het aangewezen om deze **minerale bijdrage verder te onderzoeken**. Hierdoor kunnen we fijnstofmodellen verbeteren en het effect van maatregelen juist berekenen.
- De grootte van deze minerale bijdrage betekent ook dat maatregelen die enkel de uitlaatemissies verlagen maar de helft van de lokale verkeersbijdrage aanpakken. Acties die het **verkeer verminderen of verplaatsen** weg van de bevolking zijn maatregelen die men op lokaal niveau kan toepassen om de fijnstofconcentraties te verlagen. Deze maatregelen verminderen immers ook de hoeveelheid mineraal stof.
- Bij algemeen verhoogde stofconcentraties is het secundair gevormd ammoniumnitraat vaak heel belangrijk. Nationale, Europese en internationale **inspanningen om ammoniak en stikstofoxiden verder te verminderen** blijven dus zeker nodig.
- **Houtverbranding** zorgt tijdens de wintermaanden voor een extra bijdrage aan fijn stof. Op vlak van duurzame energie is de rol van biomassa vaak gecontesteerd<sup>15</sup>. Op vlak van luchtkwaliteit er is geen twijfel dat houtverbranding een ongunstig effect heeft.

---

<sup>15</sup> <http://www.eea.europa.eu/about-us/governance/scientific-committee/sc-opinions/opinions-on-scientific-issues/sc-opinion-on-greenhouse-gas/>