

Master in de Milieuwetenschap
Academiejaar 2015-2016

THEMA

Thesis fijn stof binnenshuis bij houtverbranding

Auteur: Jorg Helsen

Promotor: professor Tom Tytgat

Copromotor: professor Silvia Lenaerts

Masterproef voorgelegd met het oog op het behalen van de graad van Master in de Milieuwetenschap - mei 2016

Woord Vooraf

Deze thesis had nooit verwezenlijkt kunnen worden zonder de vrijwillige inbreng van een grote groep mensen. De lijst is dermate lang dat ik hoop dat ik niemand ben vergeten in mijn woord van dank. Ik wens mijn vriendin Sarah te bedanken voor alle steun en vooral geduld in de vele uren dat ik achter mijn scherm zat gekluisterd. Mijn promotor Tom Tytgat en co-promotor Silvia Lenaerts voor het enthousiasme en de kritische insteken. Mijn vader en moeder voor het beschikbaar stellen van het materiaal en de hulp in de opbouw van de meetconstructie. Martine Van Poppel wens ik te bedanken voor de gastvrije ontvangst op de VITO, het gebruik van de micro-aethalometers en de onderzoeken ter ondersteuning van deze thesis. Celien Van Gorp en Jordy Vercauteren van de VMM ben ik dankbaar voor de snelle analyses en de gouden tips. Hetzelfde geldt voor Satyam Maes van de milieudienst van Beveren voor het conditioneren en analyseren van de buisjes en het gebruik van de GC-MS. Professor Maenhaut van de Ugent wil ik eveneens bedanken voor zijn artikel over te maken dat hij recent publiceerde rond houtverbranding. Ook mijn diensthoofd wens ik te lauweren vanwege zijn kritische blik op mijn thesis en de feedback. Tot slot een woord van dank aan de respondenten. Ik zou jullie natuurlijk met naam en toenaam willen eren maar kies er toch voor om jullie anonimiteit te garanderen.

Abstract

This master's thesis has a sequential mixed research design. The main objective is to investigate the influence of wood burning on indoor air quality in Flanders. The research design consists of a literature review followed by a small quantitative research. The qualitative approach considers fuel characteristics, burning phases and pollutants emitted by wood burning and factors that influence indoor air quality beside wood burning such as ventilation, building characteristics, deposition rate and stack draft. The focus on particulate matter is broader and the main objective of the research.

The quantitative part of the master's indoor air quality is determined by a measurement campaign including relative humidity, temperature, PM_{2,5}, UFP and carbon dioxide.

The study found no evidence of significant higher levels of UFP during wood burning combustion compared to indoor levels without wood burning. Their influence is probably masked by increased levels of UFP due to cooking, the combustion of fuel oil or the formation of secondary particulate matter following a typical diurnal cycle. We did find statistically significant raised levels of PM_{2,5} compared to non-burning events. Between 3 different types of wood burning devices based on energy efficiency (>20%, between 20% and 74% and <74%) we found no significant difference in indoor air quality, probably due to the small sample size.

Indoor air levels of PM_{2,5} were compared with data measured by the VMM in nearby stations within a range of 10 km from the house of interest. I/O ratio's ranged between 0,3 and 5,1. Interesting is that 8 measurements resulted in lower indoor air levels of PM_{2,5} compared to outdoor air levels. We found statistically significant raised levels of trichloroethylene and chlorobenzene during wood burning compared to events when no wood burning occurred.

Key words: biomass burning, indoor air quality, particulate matter, volatile organic compounds

Samenvatting

Deze masterthesis is opgezet als een sequentieel mixed onderzoeksdesign waarbij onderzocht wordt hoe de indoor luchtkwaliteit wordt beïnvloed door houtverbranding in Vlaanderen. Het onderzoeksopzet is een kwalitatief onderzoek in de vorm van een literatuurstudie dat gevolgd wordt door een kleiner kwantitatief onderzoek. Het literatuuronderzoek behandelt de eigenschappen van hout, de verschillende verbrandingsfases en de vluchtige organische stoffen die vrijkomen bij houtverbranding evenals de verschillende factoren die invloed hebben op het binnenhuisklimaat los van houtverbranding zoals ventilatie, bouwkenmerken en trek. De hoofdmoot van de aandacht gaat uit naar fijn stof. In het kwantitatief luik wordt de indoor luchtkwaliteit gemeten op basis van de parameters relatieve vochtigheid, temperatuur, PM_{2,5}, UFP en CO₂.

Het onderzoek vond geen statistisch significant verhoogde gehalten aan UFP met de houtverbrandingsinstallaties in werking in vergelijking met blanco metingen. De invloed van houtverbranding wordt waarschijnlijk gemaskeerd door verhoogde niveaus aan UFP die werden veroorzaakt door koken en mazoutverwarming en/of de vorming van secundair fijn stof. Echter, wij vonden wel statistisch significant verhoogde niveaus aan PM_{2,5} bij houtverbrandingsinstallaties in werking in vergelijking met blanco metingen. Tussen 3 verschillende types van houtverbrandingsinstallaties (energetisch rendement van minder dan 20%, energetisch rendement tussen 20% en 74% en met een rendement van meer dan 74%) vonden wij geen statistisch significante verschillen in indoor luchtkwaliteit. Dit is waarschijnlijk te wijten aan de beperkte sample.

Binnenshuis aangetroffen concentraties aan PM_{2,5} werden vergeleken met data van meetstations van de VMM. Deze meetstations zijn gelegen binnen een radius van 10 km van de meetplaatsen. De indoor/outdoor ratio situeerde zich tussen 0,3 en 5,1. Interessant is dat bij 8 metingen de binnenshuis aangetroffen concentratie aan PM_{2,5} lager waren dan de buitenluchtconcentratie aan PM_{2,5}. Bij metingen op vluchtige organische stoffen vonden wij statistisch significant verhoogde niveaus aan trichloorethyleen en chloorbenzeen bij woningen met houtverbranding in werking in vergelijking met blanco metingen.

Kernwoorden: vluchtige organische stoffen, houtverbranding, fijn stof, indoor luchtkwaliteit

Lijst van afkortingen

CO: koolstofmonoxide

CPC: condensation particle counter

ED-XRF: Energy Dispersive X-ray Fluorescentiedetectie

GC-FID: gas chromatography – flame ionisation detection

GC-MS: gas chromatography – mass spectrometry

KUL: Katholieke Universiteit Leuven

LAMH: Laboratorium voor Arbeids- en Milieuhygiëne

MAAP: Multi Angle Absorption Photometer

NMR: Nuclear Magnetic Resonance

OU/m³: odor units per kubieke meter

QXAS: Quantitative X-ray Analysis System

SLO: schriftelijk leefomgevingsonderzoek

TEOM: tampered oscillating microbalance

UFP: Ultra Fine Particles

VOS: Vluchtige Organische Stoffen

VITO: Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek

VMM: Vlaamse Milieu Maatschappij

Inhoudsopgave

Inhoud

1	CORPUS	14
1.1	COMPOSITIE VAN HOUT	14
1.1.1	<i>Chemische compositie van hout</i>	<i>14</i>
1.1.2	<i>Fysische compositie van hout.....</i>	<i>15</i>
1.1.3	<i>Thermische eigenschappen van hout.....</i>	<i>16</i>
1.2	HOUTVERBRANDING ALS HERNIEUWBARE ENERGIEBRON	17
1.3	VERBRANDINGSPROCES.....	18
1.3.1	<i>Eerste verbrandingsfase</i>	<i>20</i>
1.3.2	<i>Tweede verbrandingsfase.....</i>	<i>21</i>
1.3.3	<i>Derde verbrandingsfase</i>	<i>21</i>
1.4	DE UITSTOOT VAN POLLUENTEN	21
1.4.1	<i>Monocyclische aromatische koolwaterstoffen.....</i>	<i>23</i>
1.4.2	<i>Fenolen, alkylfenolen en Methoxyfenolen</i>	<i>24</i>
1.4.3	<i>Aldehyden.....</i>	<i>25</i>
1.5	GEURHINDER	26
1.6	KACHELTYPES	27
1.6.1	<i>Kacheltrek</i>	<i>28</i>
1.7	FIJN STOF.....	28
1.7.1	<i>PM₁₀.....</i>	<i>30</i>
1.7.2	<i>PM_{2,5}.....</i>	<i>30</i>
1.7.3	<i>UFP-stof.....</i>	<i>32</i>
1.7.4	<i>Organisch koolstof.....</i>	<i>33</i>
1.7.5	<i>Elementair koolstof</i>	<i>34</i>
1.7.6	<i>Black Carbon</i>	<i>35</i>
1.7.7	<i>Brown carbon.....</i>	<i>35</i>
1.8	VORMING VAN FIJN STOF	37
1.9	INVLOED VAN FACTOREN OP DE VERSPREIDING VAN POLLUENTEN BINNENSHUIS	38
1.9.1	<i>Ventilatie en drukverschillen.....</i>	<i>38</i>
1.9.2	<i>Partikelpenetratie.....</i>	<i>40</i>
1.9.3	<i>Depositie</i>	<i>41</i>
1.9.4	<i>De omgevingsluchtkwaliteit</i>	<i>42</i>
1.10	METEN VAN FIJN STOF BIJ HOUTVERBRANDING	44
1.10.1	<i>Gebruik van tracers.....</i>	<i>44</i>
1.10.1.1	<i>levoglucosan.....</i>	<i>44</i>
1.10.1.2	<i>Metalen.....</i>	<i>45</i>
1.10.1.3	<i>Methoxyfenolen.....</i>	<i>45</i>

		8
1.10.1.4	Reteen.....	46
1.10.1.5	Harszuren	46
1.10.2	<i>Meetmethodes voor fijn stof</i>	46
1.10.2.1	Gravimetrisch.....	46
1.10.2.2	Optische technieken.....	47
1.10.2.3	Condensation particle Counter	47
1.10.2.4	TEOM	48
1.10.2.5	Betaverzwakking	48
1.10.2.6	ELPI	48
1.10.2.7	Passieve Diffusie	49
2	WETGEVING	49
2.1	VLAAMSE NORMERING OP VLAK VAN KACHELS.....	49
2.2	BINNENLUCHTKWALITEIT.....	49
3	GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN FIJN STOF EN HOUTROOK.....	50
4	HET ONDERZOEK	53
4.1	MEETPLAATSEN.....	56
4.2	MATERIAAL & METHODEN.....	56
4.3	RESULTATEN EN DISCUSSIE	60
4.3.1	<i>Uitgevoerde black carbon metingen in samenwerking met de VITO</i>	<i>60</i>
4.3.1.1	Resultaten	60
4.3.1.2	Discussie.....	62
4.3.2	<i>De analyse van de ultra fijn stof concentraties met houtverbranding in werking</i>	<i>63</i>
4.3.2.1	Resultaten	63
4.3.2.2	Discussie.....	65
4.3.3	<i>De gemeten fijn stof concentraties uitgedrukt in PM_{2,5} met houtverbranding in werking.....</i>	<i>67</i>
4.3.3.1	Resultaten	67
4.3.3.2	Discussie.....	71
4.3.4	<i>Eventuele verschillen in waargenomen fijn stof concentraties tussen verschillende types van houtverbranding</i>	<i>71</i>
4.3.4.1	Resultaten	72
4.3.4.2	Discussie.....	73
4.3.5	<i>Screening op een beperkte range van vluchtige organische stoffen met houtverbranding in werking</i> 73	
4.3.5.1	Resultaten	74
4.3.5.2	Discussie.....	74
4.3.6	<i>Toetsing van fijn stof aanwezig in het binnenluchtmilieu in verhouding tot de concentraties in de omgevingslucht</i>	<i>76</i>
4.3.6.1	Resultaten	76
4.3.6.2	Discussie.....	78
4.4	BELEIDSAANBEVELINGEN.....	80
5	BESLUIT	84
6	BIJLAGEN	93

6.1	BIJLAGE 1: RESULTATEN VOS-ANALYSE VITO	93
6.2	BIJLAGE 2: RESULTATEN VOS-ANALYSE STRUIKENLEI.....	95
6.3	EXTRA INFORMATIVE VOC-ANALYSES	96
6.4	BIJLAGE 4: ANALYSERESULTATEN VOS-METINGEN OP TENAX TA®	98
6.5	BIJLAGE 5: RESULTATEN STUDENT T-TEST VOS	100
6.6	BIJLAGE 6: BLANCO DESORPTIEBUISJE.....	101
6.7	BIJLAGE 7: CHROMATOGRAM MEETPUNT MP HOUTVERBRANDING IN WERKING	102
6.8	BIJLAGE 8: CHROMATOGRAM MEETPUNT MP BLANCO METING	102
6.9	BIJLAGE 9: CHROMATOGRAM MEETPUNT WN HOUTVERBRANDING IN WERKING.....	103
6.10	BIJLAGE 10: CHROMATOGRAM MEETPUNT WN BLANCO METING	103
6.11	BIJLAGE 11: CHROMATOGRAM MEETPUNT KK IN WERKING	104
6.12	BIJLAGE 12: CHROMATOGRAM MEETPUNT KK BLANCO METING	104
6.13	BIJLAGE 13: CHROMATOGRAM MEETPUNT BC IN WERKING.....	105
6.14	BIJLAGE 14: CHROMATOGRAM MEETPUNT BC BLANCO.....	105
6.15	BIJLAGE 15: CHROMATOGRAM MEETPUNT EL IN WERKING	106

Figuur 1: de gemiddelde vochtigheidsgraad wordt weergegeven bij verschillende opslagwijze en in functie van de droogtijd (WTCB, 1984).....	16
Figuur 2: de verhouding tussen de uitstoot van sommige anorganische ionen, het methoxyfenol guaiacol en het PAK naftaleen over de verschillende verbrandingsfasen met het verloop van CO en temperatuur (Elsasser et al, 2013)	20
Figuur 3: de relatieve verhouding in BTEX-uitstoot tussen houtverbranding en uitlaatgassen van voertuigen zoals bemonsterd in een tunnel in Zweden (Hellen et al, 2008).....	24
Figuur 4: passieve sampler voor aldehyden gebruikt in het onderzoek van de VITO	26
Figuur 5: overzicht van de verschillende aerodynamische groottes van fijn stof (Brook, 2008)	29
Figuur 6: deeltjesaantallen en gewicht in verhouding tot de partikeldiameter bij emissiemetingen van UFP (Hedberg et al, 2002)	33
Figuur 7: verschil in absorptiecoëfficiënt bij verschillende golflengtes bij metingen vergeleken tussen de winter- en zomerperiode (Favez et al, 2009).....	36
Figuur 8: verschillende deeltjesgroottes en de vorming van fijn stof (US EPA,2004)	38
Figuur 9: partikelpenetratie van deeltjes aanwezig in de omgevingslucht in het binnenhuismilieu (Nazaroff, 2004).....	41
Figuur 10: aerodynamische diameter fijn stof en opname in het menselijk lichaam (Oberdörster, 2000).....	50
Figuur 11: voorbeeld van de standaard meetopstelling bij het opstarten van de metingen ...	55
Figuur 12: meetopstelling meting VITO	58
Figuur 13: vergelijking black carbon en PM2,5 gemeten op 9 december 2015	61
Figuur 14: scatterplot Black Carbon-PM2,5 gemeten op 10 december 2015.....	62
Figuur 15: boxplots ultrafijn stof: links de blanco metingen en rechts de metingen met de kachel in werking.....	65
Figuur 16: de invloed van koken op de concentratie aan ultrafijn stof binnenshuis (Wallace et al, 2011).....	66
Figuur 17: meting van UFP met visuele weergave van piekwaarden	67
Figuur 18: gepaarde boxplots meetpunten PM2,5 Schoten, Ekeren en Dessel	68
Figuur 19: fijn stof metingen uitgevoerd in de gemeente Brecht	69
Figuur 20: metingen Brasschaat in het groen, metingen Schoten in het blauw.....	70
Figuur 21: boxplots houtverbranding met verschillende rendementen	72
Figuur 22: verhouding tussen de omgevingslucht en de binnenlucht uitgedrukt in PM2,5 op 9 december 2015.....	76

Figuur 23: verhouding tussen de omgevingslucht en de binnenlucht uitgedrukt in PM _{2,5} op 10 december 2015.....	77
Figuur 24: : afbeelding meting met concentraties (UFP) en PM _{2,5} (rood) weergegeven ten opzichte van elkaar	79
Figuur 25: kachel buiten werking Figuur 26: kachel een tweetal uren in werking.....	80
Figuur 27: correcte stapelwijze van hout (EPA South Australia).....	81
Tabel 1: resultaten ultrafijnstof metingen.....	63
Tabel 2: indoor/outdoor ratio meetpunten	77
Tabel 3: correlatie tussen de verschillende variabelen	79

Inleiding

Recent is er veel belangstelling voor de invloed van houtverwarming op de luchtkwaliteit. Opmerkelijk maar niet onlogisch aangezien de mens reeds vele duizenden jaren gebruik maakt van houtverwarming om te voorzien in zijn basisbehoeftes en het gebruik van hout als energievoorziening terug in de lift zit. Dit laatste is waarschijnlijk mede te wijten aan de verhoogde energieprijzen en de belangstelling van de modale burger voor duurzaamheid.

Voorts heeft jarenlang de perceptie geleefd bij mensen dat rookgassen van houtverbranding niet zoveel gezondheidseffecten met zich meebrachten, houtverbranding werd en wordt integendeel zelfs geassocieerd met gezelligheid, rust en geborgenheid en de schadelijke gevolgen worden onderschat net vanwege de “natuurlijke oorsprong van hout” en de authenticiteit. Net omwille van deze gezondheidseffecten en het feit dat mensen circa 80-90% van hun tijd binnenshuis doorbrengen is het van belang om de indoor luchtkwaliteit bij het stoken van hout na te gaan en te kijken welke gezondheidsimplicaties dit heeft op menselijke gezondheid en hoe deze effecten verder kunnen ondervangen worden.

Deze thesis zal enerzijds bestaan uit een sequentieel mixed onderzoeksdesign waarin een uitgebreide kwalitatieve literatuurstudie de gefundeerde basis zal zijn voor een beperkter kwantitatief onderzoek waarbij de binnenshuis concentraties fijn stof concentraties zullen worden gemeten bij houtverbranding bij verschillende types van kachels. Hierbij zal antwoord worden gegeven op een 4-tal onderzoeksvragen:

- 1) Heeft houtverbranding een significante invloed op de binnenshuis concentratie aan $PM_{2,5}$ en UFP aangetroffen bij de respondenten?
- 2) Zijn er verschillen in de waargenomen gehalten van fijn stof binnenshuis ($PM_{2,5}$) tussen de verschillende types van kachels?
- 3) Wat zijn de verschillende polluenten (fijn stof en VOS) die worden aangetroffen bij houtverbranding en blijven zij beneden de grenswaarde bepaald voor het binnenmilieuklimaat?
- 4) Welke invloed heeft de fijn stof concentratie in de omgevingslucht op de waargenomen fijn stof concentraties binnenshuis?

Bijkomend zullen er ook enkele aanbevelingen worden geformuleerd die tot stand zijn gekomen door het onderwerp vanuit een interdisciplinaire bril te bekijken.

1 Corpus

1.1 Compositie van hout

1.1.1 Chemische compositie van hout

De chemische samenstelling van hout is sterk afhankelijk van de houtsoort alsook van het onderdeel van de boom zelf (Van Gijzeghem, 2011). De elementaire samenstelling van droge stof bestaat vooral uit:

- koolstof (47-53 %) (Ragland et al., 1991) (30-60%) (Jenkins et al., 1998) (47-48%) (Calvo et al., 2015);
- minerale fractie (<1 %) (Ragland et al., 1991);
 - o Fe, K, Ca, Mg, Ti, Al (Jenkins et al., 1998);
- Waterstof (5-6%) (Jenkins et al., 1998) (Calvo et al., 2015);
- Zuurstof (30-40%) (Jenkins et al., 1998);
- Stikstof (<1%) (Jenkins et al., 1998) (0,1 -0,2 %) (Ragland et al., 1991) (0,04-0,20) (Calvo et al., 2015);
- Zwavel (<1%) (Jenkins et al., 1998);
- Chloor (<1%) (Jenkins et al., 1998);

Bovenstaande lijst is niet limitatief aangezien hout nog bestaat uit vele andere elementen waarbij de invloed van enkele andere zoals zware metalen niet mag onderschat worden qua invloed, in dit geval bij de asdepositie (Jenkins et al., 1998).

Aangezien fotosynthese een belangrijk onderdeel is van de species die worden gebruikt voor houtverbranding bestaat hout uit een complex van cellulose, lignine, hemicellulose, eenvoudige suikers, vetten, water, eiwitten en nog enkele andere componenten. Het cellulose is opgebouwd uit lineaire polysaccharidevertakkingen die bestaan uit β -D glycopyranose met glycoside verbindingen. Het lignine op zijn beurt is een onregelmatig polymeer bestaande uit fenylpropanverbindingen (Jenkins et al., 1998).

Bekeken via NMR-spectroscopie bestaat het organisch koolstofgehalte van hout uit acetaten, alkylgroepen- di-O- en -O- (door de aanwezigheid van hemicellulose en cellulose), methoxy-koolstof door de aanwezigheid van lignine (hogere syringyl waarden voor hardere houtsoorten en hogere guaiacyl waarden voor zachtere houtsoorten), aromatisch koolstof, fenolisch koolstof en carboxylverbindingen (Czimczik et al., 2002).

1.1.2 Fysische compositie van hout

Niet enkel qua chemische samenstelling maar ook qua fysische samenstelling zijn er verschillen tussen de verschillende houtsoorten. De dichtheid van het hout, de partikelgrootte, de bulkdensiteit, de porositeit, de interne en externe oppervlakte en de kleur hebben allen invloed op de unieke houtsamenstelling. De dichtheid van droog hout varieert sterk tussen de 300 kg en 550 kg m³ (Ragland et al., 1991). Bij tropische houtsoorten ligt dit zelfs al snel hoger (Ragland et al., 1991) tot 1500 kg m³. Het vochtgehalte van droog hout ligt meestal tussen de 5% en de 20% wat veel lager is in vergelijking met net gekapt hout waarbij het vochtgehalte schommelt tussen 35% en 60% (Ragland et al., 1991). De droogtijd van het hout heeft wel een positieve invloed op de uitstoot van kleinere fijn stof deeltjes (Semmens et al., 2015).

Hout met een te laag vochtgehalte is evenmin bevorderlijk voor het stookproces omdat het gebruik van dit hout zou kunnen leiden tot een zuurstof deficiëntie waardoor de uitstoot van fijn stof weer zou kunnen toenemen (Rogge et al., 1998). Anderzijds valt dit laatste waarschijnlijk wel op te lossen door de toevoer van zuurstof af te regelen.

In figuur 1 wordt een overzicht gegeven van het gemiddelde vochtgehalte van hout. De meeste overheidsinstanties raden aan om hout te gebruiken met een maximum vochtgehalte van 20%. Onderstaande figuur geeft de droogtijd weer die nodig is om dit gehalte te bereiken. Gemakkelijkheidshalve (indien er manueel te werk wordt gegaan) wordt het hout onmiddellijk na het vellen van de boom gekleefd.

Tabel 1 — Gemiddelde vochtigheidsgraad van hout

Droogtijd	Stères in open lucht		Stères overdekt opgeslagen na 3 maand onverzaagd buiten te hebben gelegen		Houtblokken van 33 cm overdekt opgeslagen 3 maand na het vellen		Houtblokken van 33 cm overdekt opgeslagen na het verzagen	
	K	R	K	R	K	R	K	R
0 (oorspr. vocht. %)	75	78	76	78	75	78	73	76
3 maand	48	62	48	61	44	61	36	40
6 maand	37	46	32	45	29	35	25	29
9 maand	33	38	27	37	26	28	23	28
1 jaar	36	35	26	33	25	27	24	27
1 1/2 jaar	18	27	18	21	17	17	15	16
2 jaar	16	24	16	17	16	14	14	13
2 1/2 jaar	15	24	15	18	15	14	13	13

Oorspr. vocht. % : oorspronkelijk vochtigheidspercentage
K : kwartiers gezaagd R : rondhout

Figuur 1: de gemiddelde vochtigheidsgraad wordt weergegeven bij verschillende opslagwijze en in functie van de droogtijd (WTCB, 1984)

In literatuur wordt vaak verwezen naar “hard wood” en “soft wood”. Deze termen verwijzen niet naar de densiteit of de sterkte van het hout maar wel naar het ligninegehalte (Evans, 1991). Niet enkel bevatten boomsoorten van de angiosperm groep meer lignine dan deze van de gymnosperm groep maar het lignine van bomen van het type gymnosperm (zachtere houtsoorten) bevat enkel guaiacyl waarbij het lignine van de angiosperm groep (hardere houtsoorten) zowel bestaat uit guaiacyl als syringyl nuclei (Evans, 1991).

1.1.3 Thermische eigenschappen van hout

De thermische eigenschappen van hout zijn afhankelijk van de temperatuur en het vochtgehalte (Ragland et al., 1991).

De soortelijke warmtecapaciteit van droog hout bedraagt:

$$C_{\text{droog hout}} = 0,01031 + 0,003867 * (\text{temperatuur in Kelvin})$$

De bovenstaande formule wordt uitgedrukt in (kJ kg⁻¹ K⁻¹).

De thermische conductiviteit van hout stijgt met de temperatuur, de dichtheid van hout en het vochtgehalte (Ragland et al., 1991).

De calorische biomassa van hout zit tussen de 20 en 22 MJ per kg voor zachtere houtsoorten wat in dit geval hoger is dan de calorische waarde voor de hardere houtsoorten dewelke zich situeren tussen de 19 en 21 MJ per kg (Czimczik et al., 2002) maar ook lagere waarden zijn

mogelijk zoals bij beukenhout (Salthammer et al., 2014). De reden hiervoor is het hogere ligninegehalte en het gehalte aan extractieve stoffen bij zachtere houtsoorten (Ragland et al., 1991). Toch is het zo dat de thermische stabiliteit van hout vooral wordt bepaald door cellulose en in mindere mate door de ligninestructuur en het ligninegehalte (Czimczik et al., 2002).

1.2 Houtverbranding als hernieuwbare energiebron

Een van de belangrijkste drijfveren voor hernieuwbare energie is de 20-20-20 doelstelling die stipuleert dat tegen 20% zo'n 20% van de energievoorziening van de EU-landen moet geschieden op basis van hernieuwbare energie volgens de richtlijn 2009/28/EG. De verbranding van biomassa en dus ook hout valt onder het gebruik van deze hernieuwbare energie. Bovendien is het zo dat voor het gebruik van hout als residentiële houtverwarming de levenscyclusanalyse voor de uitstoot van broeikasgassen positiever uitvalt in vergelijking met fossiele brandstoffen (Ozgen et al., 2013).

Momenteel streeft België ernaar om 13% van zijn energievoorziening te halen uit hernieuwbare energiebronnen tegen 2020. Vandaag levert biomassa daarvan ongeveer de helft maar deze biomassa is veel ruimer dan enkel de productie van energie op basis van hout als vaste brandstof (zo wordt uit stortgassen en afval immers ook biomassa gewonnen). Toch nam hout in 2010 met 55% wel de belangrijkste plaats in bij de voorziening van energie uit biomassa (VITO, 2011).

Een enquête afgenomen door de VITO in 2011 over gegevensjaar 2010 bij 1728 Vlaamse huishoudens leert ons dat het houtverbruik en ook de uitstoot van PM_{2,5} door de huishoudens tot voor kort sterk werd onderschat. Op basis van recentere informatie (Energy Consumption Survey) werd het houtverbruik met een factor 3,4 naar boven bijgesteld (Lefebvre, 2013). Uit onderzoek van de VITO bleek dat 28% van de huishoudens in Vlaanderen hout gebruikt. In landelijk gebied zelfs nog meer dan in stedelijk gebied (31% t.o.v. 23%) met een gemiddeld jaarlijks verbruik van 36 GJ/gezin (Renders, 2012). Het overgrote deel van de bevroegde respondenten maakt gebruik van hout als brandstof voor de bijverwarming van de woning. De meest gebruikte installaties zijn in volgorde van voorkomen kachels (39%), cassettes (37%), open haarden (13%) en accumulatiekachels (8%). De ketels vormen slechts een kleine minderheid (Renders, 2012). De meest gebruikte vorm van brandstof zijn houtblokken en snoeihout (Renders, 2012).

De recente informatie leidde tot een bijstelling van de emissies door houtverbranding van PM_{2,5}, TSP en PM₁₀ naar boven toe en de hypothese dat residentiële houtverwarming de meest prominente bron is van PM₁₀ in Vlaanderen. Kanttekening bij het onderzoek van de VITO is dat dit is afgenomen in het “koude” jaar 2010 en het verbruik en dus ook de verbruiksgegevens hierdoor hoger kunnen liggen dan normaal. Ook Zweeds onderzoek vond immers een link tussen de buitentemperatuur en het houtverbruik (Hedberg et al., 2006).

Algemeen genomen neemt hout als brandstof zo’n 10% van het totaal brandstofverbruik voor zich in 2010 met een totaal houtverbruik van 25,8 PJ. De gemiddelde uitstoot aan PM_{2,5} wordt geschat op 509 mg PM_{2,5} per MJ met een totale geschatte uitstoot van 13136 ton PM_{2,5} op jaarbasis (Renders, 2012). Via extrapolatie werd berekend dat iedere inwoner uit Vlaanderen gemiddeld zo’n 3,28 GJ energie uit houtverbranding haalt (Renders, 2012).

1.3 Verbrandingsproces

Vuur heeft een brandbare stof (in deze casus hout), zuurstof en een ontstekingsbron (de zogenaamde vuurdriehoek). Vaak worden deze 3 essentiële parameters nog aangevuld met de mengverhouding en een katalysator (Verplanken). Deze mengverhouding is van belang omdat het bij houtverbranding de verschillen weergeeft inzake tussen bijvoorbeeld houtblokken en houtpellets (deze laatste hebben voor het verbrandingsproces een betere mengverhouding en dus een betere verbrandingsefficiëntie) (Johannesson et al., 2007). Er zijn echter wel uitzonderingen voor oa populier teruggevonden in ander onderzoek (Kistler et al., 2012).

In een theoretisch perfect verbrandingsproces leidt het verbrandingsproces tot de vorming van CO₂ en H₂O maar de praktijk is vaak anders waarbij het verbrandingsproces gepaard gaat met de vorming van pollutanten die een belangrijke invloed hebben op de atmosferische luchtkwaliteit zoals CO, koolwaterstoffen, stikstof en zwaveloxides en andere anorganische componenten. Deze laatste brengen trouwens nadelige effecten met zich mee zoals slakvorming (Jenkins et al., 1998).

Bij het pyrolyse proces zal een groot deel van de massa in de eerste fase van de verbranding verloren gaan bij een hogere H/C ratio en in mindere mate bij een hogere O/C ratio. Men spreekt van 85% verlies van de massa na blootstelling aan temperaturen tot 1000°C- en voor de hardere houtsoorten- 91% verlies na blootstelling aan temperaturen tot 1000°C (Czimczik et al., 2002). Dergelijk hoge temperaturen worden bij de oudere types van houtkachels en open haarden bij particulieren echter zelden gehaald (McDonald et al., 2000). Het hoogste

massaverlies gebeurt bij temperaturen tussen de 345°C en 365°C. Bij deze temperaturen is dit massaverlies waarschijnlijk toe te schrijven aan de vervluchtiging van gasvormige koolwaterstoffen zoals monoterpenen en niet gasvormige koolwaterstoffen zoals vetzuren. Bovendien leidt de aanwezigheid van verhoogde zuurstofgehalten en hoge gehalten aan vluchtige organische gehalten tot de potentiële vorming van anorganische dampen (Jenkins et al., 1998).

Bij de meeste onderzoeken onderscheidt men een 3-tal verbrandingsfases die men chemisch kan onderscheiden van elkaar door het gehalte aan CO, de temperatuur van de afvalgassen, het organisch gasgehalte en het zuurstofgehalte in de afvalgassen met elkaar te vergelijken. Ook de verhouding tussen het OC en het EC (roetgehalte) wordt gebruikt om de verschillende verbrandingsfases van elkaar te onderscheiden (Elsasser et al., 2013).

In figuur 2 zien we dat de vorming van verontreinigende emissies te wijten aan houtverbranding zeker niet eenduidig tot een welbepaalde verbrandingsfase kunnen worden toegeschreven. Sommige pollutanten zoals het PAK naftaleen en guaiacol komen vooral vrij in het begin van het verbrandingsproces. Ook het gehalte aan organisch materiaal neemt bij de opstart sterk toe om daarna weer snel af te nemen. Deze tendens zien we niet bij andere pollutanten zoals bij sommige anorganische ionen zoals chloride en sulfaat die vooral zullen vrijkomen tussen de opstart van het vuur en de verkolingsfase.

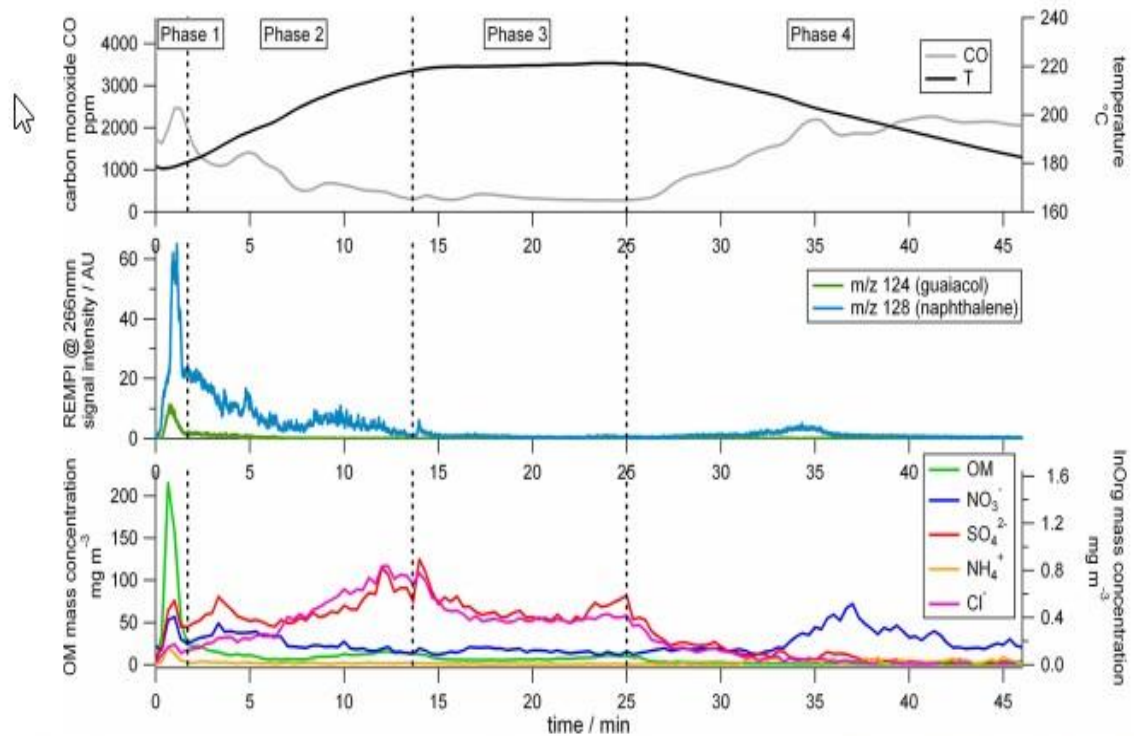


Figure 2. Time series of a logwood stove experiment with beech wood under normal combustion conditions: (top) FTIR results for carbon monoxide concentration (gray) and exhaust temperature (black); (middle) REMPI-ToF-MS results for m/z signal 124 (linked to guaiacol, light blue) and m/z signal 128 (linked to naphthalene, dark green); and (bottom) AMS results for nonrefractory aerosol component concentrations of organic matter (OM, green), nitrate (blue), sulfate (red), ammonium (orange), and chloride (magenta).

Figuur 2: de verhouding tussen de uitstoot van sommige anorganische ionen, het methoxyfenol guaiacol en het PAK naftaleen over de verschillende verbrandingsfases met het verloop van CO en temperatuur (Elsasser et al, 2013)

1.3.1 Eerste verbrandingsfase

De eerste fase van verbranding (opstartfase) gaat gepaard met weinig massaverlies en duurt volgens Calvo ongeveer 5 minuten. Deze tijdsduur is echter niet deterministisch en verschilt van brandstof tot brandstof, het vochtgehalte van de brandstof in kwestie, het type kachel en de heersende meteo-omstandigheden. In deze fase wordt het hout verder gedroogd. De afwezigheid van een grote zichtbare vlam is hierbij typerend (Calvo et al., 2015). Deze verbrandingsfase heeft traditioneel hoge gehalten aan CO, gasvormig organisch materiaal, hoge nanodeeltjesconcentraties en lage rookgastemperaturen bij emissiemetingen (Ozgen et al., 2013). Het is ook in de eerste verbrandingsfase dat er hogere concentraties aan het PAK naftaleen en guaiacol kunnen worden gemeten in de rookgassen (Elsasser et al., 2013).

1.3.2 Tweede verbrandingsfase

Deze fase gaat gepaard met een vervluchtiging, opstart van de verbranding en het ontvlammen van de vluchtige verbindingen. In deze fase zal men ook een snel verlies van massa krijgen waarbij men ook de aanwezigheid van een felle vlam kan opmerken (Calvo et al., 2015). Deze fase gaat bij emissiemetingen gepaard met een stabiele concentratie aan CO, gasvormig organisch materiaal, de uitstoot van gassen die wijzen op een volledige verbranding zoals NO_x, hoge rookgastemperaturen en de oxidatie van kolen (Ozgen et al., 2013). Deze fase gaat ook gepaard met de uitstoot van roetdeeltjes die condensatie hebben ondergaan (Ozgen et al., 2013).

1.3.3 Derde verbrandingsfase

In deze fase zal men slechts kleine vlammen kunnen opmerken. Het grootste gedeelte van de initiële massa is inmiddels verdwenen en de verbrandingskamer bevat nog vooral kolen en assen (Calvo et al., 2015). Deze fase gaat gepaard met verhoogde CO-concentraties, ietwat verhoogde concentraties aan gasvormig organisch materiaal, lagere rookgastemperaturen en een hoger zuurstofgehalte in de rookgassen (Ozgen et al., 2013).

Deze fase bestaat uit dezelfde gehalten aan ultrafijn stof als gedurende de eerste verbrandingsfase maar vertoont eveneens grotere fijnstofdeeltjes die bimodaal zijn van aard (Calvo et al., 2015).

Indien de derde verbrandingsfase gepaard gaat met het smoren van het vuur en de zuurstoftoevoer en de verbrandingstemperatuur onvoldoende zijn kan dit bij de emissie (in dit geval bij speksteenkachels) leiden tot de vorming van pollutanten die een meervoud (CO x 3,5, VOS x 14 en PM₁ x 6) bedragen dan de uitstoot in de tweede verbrandingsfase (Tissari et al., 2008). De ratio CO₂/CO ligt ook lager (verhouding 0,8) in de 3^{de} verbrandingsfase in vergelijking met de voorgaande fase (Calvo et al., 2015).

1.4 De uitstoot van pollutanten

De verbranding van biomassa geeft aanleiding tot de uitstoot van verschillende stoffen die nefaste gevolgen hebben voor de gezondheid. De belangrijkste zijn fijn stof (UFP, PM₁, PM_{2,5} en PM₁₀), PAK's, VOS, SO_x, NO_x, CO, CO₂ en andere SVOS. Hun uitstoot hangt af van de

verbrandingsfase, het type brandstof, het type kachel en andere parameters zoals de droogtijd van het hout en de stookcyclus.

Van vele verbindingen zijn de gezondheidseffecten reeds goed gekend en bestudeerd. Wat echter minder bekend is, is de wisselwerking die zij onderling hebben en hun cumulatieve effect op de menselijke gezondheid aangezien analyses hebben uitgewezen dat er ongeveer honderden verbindingen kunnen gekwalificeerd worden in rook afkomstig van houtverbranding. Vele van deze verbindingen hebben nadelige gezondheidseffecten en sommige zijn kankerverwekkend zoals benzo(a)pyreen en benzeen (Naehrer et al., 2007).

Behalve aromaten en geoxideerde organische verbindingen die we hieronder zullen bespreken komen ook volgende stoffen vrij bij houtverbranding:

Ketonen	Aceton	386 mg/kg hout	Hedberg, 2002
Furanen	Furaan 5-hydroxymethyl-2-furaldehyde	132,52 mg/kg +/- 38,02	McDonald et al, 2000 Fine et al, 2004
Furanen	2-methylfuraan en 2-5 methylfuraan	127,63 mg/kg +/- 51,36 en 25,80 mg/kg +/- 13,44	McDonald et al, 2000
Furanen	2-furaldehyde	317,60 mg/kg +/- 258,17	Kjällstrand and Petterson, 2001, McDonald et al, 2000
Organische zuren	onverzadigde alifatische carbonzuren, lineaire verzadigde carbonzuren en methylalkanen		Fine et al, 2004
Anorganische ionen	Chloride, nitraat, sulfaat, sodium, ammonium	0,09% en 0,44% van het PM _{2,5}	Fine et al, 2004, Kleeman, 2001
Metalen	Zink, Mangaan, Koper, Lood, zwavel, potassium, bromine, rubidium, strontium en silicium, kalium, calcium		Fine et al, 2004 Schmidl et al, 2008
Anorganische gassen	Koolstofmonoxide	Tot 5,11 mg CO/m ³ binnenshuis	Salthammer et al, 2014
PAK's	Reteen	9,9 mg/kg hout	Kleeman et al, 2001
	Benzo(a)pyreen	230 µg/MJ (average)	Hedberg et al, 2002
	Fenanthreen	11,2 mg/kg hout	Kleeman et al, 2001
	Anthraceen	2,5 mg/kg hout	Kleeman et al, 2001
	Pyreen, 9-methylanthraceen, 3,6-dimethylfenanthreen, 2,3-methylanthraceen, 9,10-dimethylanthraceen,		Hedberg et al, 2002, Fine et al, 2004

	1- methylfluorantheen, , dibenz(a,h)anthraceen benzo(a)fluorantheen, fluorantheen en indeno(1,2,3cd)pyreen benzo(e-a)pyreen, benzo(b,k,j)fluorantheen indeno(1,2,3)peryleen en indeno(1,2,3)fluorantheen coroneen		
--	--	--	--

Vluchtige organische stoffen afkomstig van houtverbranding binnenshuis komen vooral vrij bij de bevoorrading van de operationele houtkachels (Grams, 2015).

1.4.1 Monocyclische aromatische koolwaterstoffen

Benzeen is een aromatische koolwaterstof die vaak binnenshuis wordt aangetroffen bij houtverbranding en is het meest voorkomende MAK bij houtverbranding (Kleeman et al., 2001) (McDonald et al., 2000). De concentratie neemt bovendien toe wanneer er gebruik wordt gemaakt van angiosperm houtsoorten als brandstof (Salthammer et al., 2014) (Hedberg et al., 2002b) (McDonald et al., 2000).

De uitstoot van benzeen bij houtverbranding ligt hoog. De gemiddelde uitstoot wordt geschat op 1,5 g/kg hout (Hedberg et al., 2002a). Dit gehalte ligt lager bij onderzoeken van Kleeman en Kjällstrand maar blijft significant (een waarde van 383 mg benzeen/kg hout bij het onderzoek van Kleeman en waardes tussen 229,02 mg en 794,13 mg benzeen per kg hout bij het onderzoek van McDonald). Bovendien is de ratio benzeen/tolueen bij houtverbranding zeer verschillend van de ratio benzeen/tolueen bij uitlaatgassen. Voor houtverbranding gaat men volgens Fins onderzoek van Hellen uit van een ratio benzeen/tolueen van 2,2 en voor uitlaatgassen 0,3. Ook bij emissiemetingen vindt men ratio's benzeen-tolueen rond de 1,8-3,3 (McDonald et al., 2000).

In figuur 3 wordt duidelijk dat er grote verschillen zijn inzake de verhoudingsgewijze uitstoot van BTEX tussen houtverbranding en uitlaatgassen afkomstig van het verkeer. Merk op dat de uitstoot van benzeen veel hoger ligt bij houtverbranding.

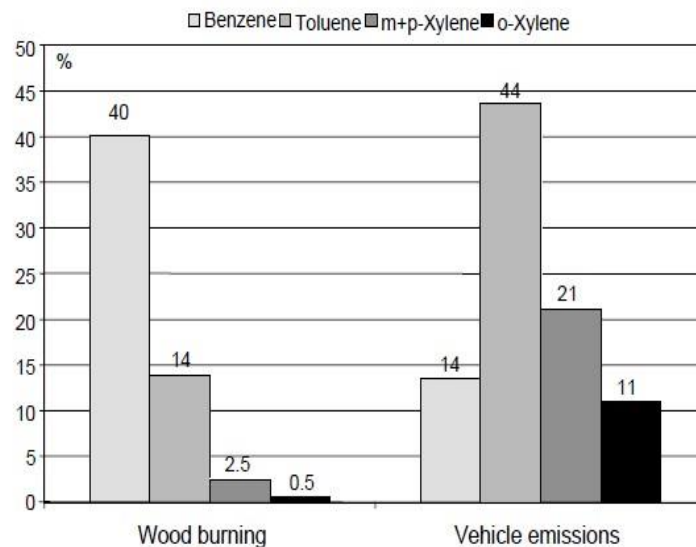


Fig. 2. Relative contribution of single BTX-compounds to total BTX wood burning and vehicle emissions (Road tunnel in Stockholm (Johansson et al., 2001)).

Figuur 3: de relatieve verhouding in BTEX-uitstoot tussen houtverbranding en uitlaatgassen van voertuigen zoals bemonsterd in een tunnel in Zweden (Hellen et al, 2008)

Het onderzoek van Olsson gaat zelf verder en gaat uit van een benzeen/tolueen ratio van 10/1. Ook het onderzoek van Hedberg uit 2002 wees op de verschillen in tolueen-benzeen ratio's tussen houtverbranding en het verkeer (respectievelijk 0,2-0,7 tov 3,6 +/-0,5). Vanuit deze ratio's kan men de impact van de verschillende bronnen op de aangetroffen concentraties benzeen en tolueen in de omgevingslucht berekenen (Hellen et al., 2008).

Het gehalte aan benzeen dat tijdens onderzoek in de binnenlucht wordt aangetroffen bij het gebruik van houtkachels overschrijdt vaak de jaargrenswaarde voor benzeen zoals bepaald in de richtlijn $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bij onderzoek werden concentraties aangetroffen die schommelen tussen 4 en $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De hoge benzeenwaarde van deze laatste werd veroorzaakt door de aansteker die gebruikt werd in het onderzoek (Salthammer et al., 2014).

Ook andere vluchtige stoffen zoals styreen worden aangetroffen in houtrook. Interessant is dat ook styreen in hogere concentraties wordt aangetroffen dan ethylbenzeen en de xyleen-isomeren (Kjällstrand and Petersson, 2001).

1.4.2 Fenolen, alkylfenolen en Methoxyfenolen

Houtverwarming zorgt voor een wijde waaier aan organische geoxideerde verbindingen vanwege het hoge zuurstofgehalte aanwezig in hout. Er zijn meerdere verbindingen die vaak worden gedetecteerd bij onderzoek en qua groepen zijn dit vooral aldehyden, methoxyfenolen en geoxideerde PAK's (Fine et al., 2004) (Kleeman et al., 2001).

Van de verbindingen in bovenstaande titel wordt een waaier aan verbindingen teruggevonden in houtrook waarvan fenol in een van de hoogste concentraties (tot 14,2 mg/m³) voorkomt bij rookgassen (Kjällstrand and Petersson, 2001). Onderzoek van McDonald vond zelfs hogere waarden voor fenol en methyfenol. Methoxyfenolen kunnen vooral worden aangetroffen bij onvolledige houtverbranding en worden bij een zeer efficiënt verbrandingsproces bijna volledig afgebroken (Kjällstrand and Petersson, 2001).

De kwantificering van deze componenten vergt de nodige expertise aangezien deze verbindingen reactief, polair en semivluchtig zijn (en dus kunnen voorkomen in zowel de gasfase als de stoffase) (Simpson et al., 2005).

Fenolen kunnen in behandeld hout ook aanwezig zijn in de vorm van chloorfenolen waarbij deze werden gebruikt als houtverduurzaamingsmiddel zoals trichloorfenol en 2,3,4,6-tetrachloorfenol. Bij het gebruik van met deze stoffen verduurzaamd hout als brandstof kan dit tot gevolg hebben dat de HCl-bruggen verdwijnen door een reactie met de trichloorfenoxy-anionen en er hierdoor dioxines zoals octachloordibenzo-p-dioxine (OCDD) vrijkomen (Baird and Cann, 2012).

Methoxyfenolen worden vanwege hun anti-oxidante eigenschappen interessant geacht voor verder onderzoek, zeker in het tegengaan van potentiële effecten die kankerverwekkende componenten zoals benzeen en andere componenten aanwezig in houtrook met zich meebrengen (Kjällstrand and Petersson, 2001).

1.4.3 Aldehyden

Net als fenolen zijn ook aldehyden organisch geoxideerde verbindingen die worden gevormd bij houtverbranding die soms in verhoogde concentraties kunnen worden aangetroffen zowel bij emissiemetingen (Kleeman et al., 2001) (McDonald et al., 2000) als binnenshuis bij houtverbranding zoals in het geval van formaldehyde en acetaldehyde (Salthammer et al., 2014). Bij emissiemetingen wordt vooral acetaldehyde, crotonaldehyde en formaldehyde gedetecteerd (Kleeman et al., 2001). Van deze drie verbindingen kwam de hoogste concentratie in het onderzoek van Kleeman voor rekening van het alifatische aldehyde acetaldehyde (1180 mg/kg). Houtverbranding is echter niet de enige vorm van verontreiniging waarbij deze componenten gevormd worden.

Binnenshuis zijn aldehyden een van de belangrijkste bronnen van verontreiniging en dan vooral formaldehyde ($H_2C=O$). De concentraties binnenshuis liggen meestal een grootteorde hoger dan de concentraties in de omgevingslucht. Deze kankerverwekkende verbinding komt vrij bij het uitdampen van synthetische stoffen zoals bij multiplexplaten (oa OSB en MDF) en tapijten.

Formaldehyde kan net als fijn stof zorgen voor ademhalingsproblemen en wordt gelinkt als een van de belangrijkste oorzaken van het “sick building syndrome” (Baird and Cann, 2012).

1.5 Geurhinder

Het gebruik van houtkachels wordt vaak gelinkt aan geurhinder. In Vlaanderen is dit één van de meest prominente oorzaken van geurhinder die burgers ondervinden (7,4%) volgens het laatst uitgevoerde schriftelijk leefomgevingsonderzoek of afgekort SLO in 2013. In figuur 4 wordt de aanwezigheid van aldehyden in de omgevingslucht onderzocht via een passieve sampler van SKC.

Onderzoek vond een gemiddelde geuruitstoot van 2420 OU/m^3 voor

rookgassen van houtkachels (Kistler et al., 2012). Deze geuruitstoot is echter sterk afhankelijk van het type hout dat werd gebruikt in het verbrandingsproces maar algemeen ligt de gemiddelde geuruitstoot voor angiosperm houtsoorten lager dan voor gymnosperm houtsoorten (Kistler et al., 2012). Deze geuruitstoot vindt volgens hetzelfde onderzoek van Kistler vooral plaats bij de 3^{de} verbrandingsfase en is sterk gecorreleerd met het CO-gehalte dat wordt teruggevonden in de verbrandingsgassen (Kistler et al., 2012).

Interessant inzake geurhinder is om in de toekomst nader onderzoek te verrichten naar componenten zoals methoxyfenolen (bijvoorbeeld 2-methoxyfenol) die worden gelinkt aan



Figuur 4: passieve sampler voor aldehyden gebruikt in het onderzoek van de VITO

geurhinder (Kistler et al., 2012) en veelvuldig terug worden gevonden in rookgassen (Olsson and Kjällstrand, 2004). Ook naftaleen, dibenzothiofeen en methylfenolen zijn verbindingen die berucht zijn omwille van hun brandgeur en aanwezig zijn in rookgassen van houtverbranding (Heitmann et al., 2011).

1.6 Kacheltypes

Houtverbranding kan gebeuren op diverse wijze. Allereerst is er het onderscheid tussen verbrandingsinstallaties die continu werken (en vaak hun brandstof automatisch regelen) en installaties die discontinu werken. Deze laatsten zijn, zoals eerder vermeld, de vaakst voorkomende vorm van houtverbranding in Vlaanderen. Vaak maakt men een onderscheid op basis van het rendement. Open haarden hebben van alle systemen relatief gezien de grootste uitstoot van $PM_{2,5}$ (Fine et al., 2004).

Eerder Deens onderzoek naar de uitstoot van UFP bij houtkachels maakt een onderscheid qua kacheltypes op basis van het energetisch rendement, de toepassingswijze en het vermogen. Qua energetisch rendement is dit voor verwarming de traditionele verwarmingssystemen met een rendement van minder dan 30 % (open haard, oudere types van kachels met een luchttoevoer op één plaats), de verbeterde houtverbrandingsinstallaties met een energetisch rendement tussen 30 en 75% (sommige spekesteenkachels en houtkachels met een luchttoevoer op twee plaatsen en geavanceerde houtverbrandingsinstallaties met een energetisch rendement van meer dan 75% (geautomatiseerde pelletkachels, houtkachels met een luchttoevoer op 3 plaatsen, multi-stage kachels) (Luis Teres de Carvalho, 2014).

In sommige studies wordt gewaag gemaakt van houtkachels die gebruik maken van katalyse om de uitstoot van pollutanten te verminderen. Vaak wordt bij kachels die gebruik maken van deze technologie gewerkt met palladium en platinum dewelke vaak temperatuur gestuurd worden geactiveerd (Fine et al., 2004). Het nadeel van het gebruik van dergelijke katalysematerialen is de vrij beperkte levensduur (2-6 jaar) (Fine et al., 2004).

1.6.1 Kacheltek

Kacheltek is een belangrijke component voor de werking van een kachel. Toch is dit een item dat vaak wordt vergeten of over het hoofd gezien bij de ingebruikname van een kachel met alle gevolgen van dien, niet in het minst voor de binnenhuiskwaliteit.

Schoorsteentek kan worden voorgesteld door volgende vergelijking die gebaseerd is op het principe van Bernoulli.

$$\Delta p_{\text{nominal stack}} = (\rho_{\text{outdoor}} - \rho_{\text{flue gas}}) \cdot g \cdot z - \frac{k \cdot \rho_{\text{flue gas}} \cdot V^2}{2}$$

Δp : nominale kacheltek;

ρ_{outdoor} = de dichtheid van de buitenlucht;

$\rho_{\text{flue gas}}$ = de dichtheid van de rookgassen bij een gemiddelde gastemperatuur in de rookafvoer;

g = de valversnelling;

k = de wrijvingscoëfficiënt;

z = de hoogte van de schouw en de lengte van het rookkanaal;

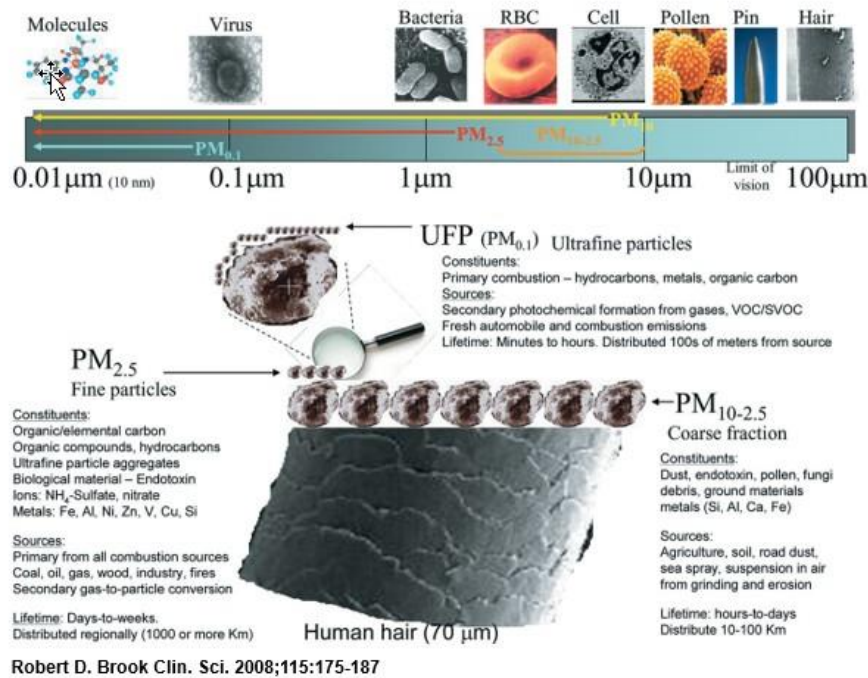
V = de gemiddelde snelheid van de rookgassen (ASHRAE, 2009).

Uit bovenstaande vergelijking blijkt duidelijk dat vooral de temperatuur van de rookgassen en de hoogte van de schouw (en lengte van het rookkanaal) van belang zijn voor de kacheltek (Prapas et al., 2014).

1.7 Fijn stof

Algemeen genomen komen er een 4-tal veel gebruikte terminologieën terug om fijn stof te typeren. Deze zijn PM_{10} , $PM_{2,5}$ en PM_1 die respectievelijk een omschrijving vormen voor de deeltjes met een aerodynamische diameter van 10 μm of minder, een aerodynamische diameter van 2,5 μm of minder en een aerodynamische diameter van 1 μm of minder en UFP, het ultra fijn stof met een diameter van minder dan 100 nm of 0,1 μm (Franck et al., 2011). De diameter wordt grafisch voorgesteld in figuur 5.

Size, sources and composition of PM air pollution RBC, red blood cell; SVOC, semi-volatile organic carbons; UFP, ultra-fine particles; VOC, volatile organic carbons.



©2008 by Portland Press Ltd



Figuur 5: overzicht van de verschillende aerodynamische groottes van fijn stof (Brook, 2008)

Fijn stof mag dan wel onderverdeeld worden in verschillende categorieën, het verschil in grootte tussen de deeltjes is enorm (zoals ook wordt geïllustreerd in bovenstaande figuur). Dit wordt gedemonstreerd via de massawet van een sferisch deeltje:

$$w = \frac{4}{3}\pi\rho r^3$$

Waarbij w staat voor de massa van het deeltje in mg, r de radius van het deeltje in cm en ρ de dichtheid in mg/cm³. Hieruit volgt dat bij eenzelfde dichtheid een deeltje van 0,1 μm een massa zal hebben die een miljoen keer kleiner is dan de massa van een deeltje van 10 μm en dus nauwelijks zal kunnen worden onderscheiden van het grotere deeltje bij een gravimetrische bepaling. Dit noopt tot een combinatie van verschillende meettechnieken (Boubel et al., 1994).

Bij onderzoek naar fijn stof maakt men gebruik van diverse metrische stelsels. Men onderscheidt massa, partikeloppervlakte en deeltjesaantal (Hänninen et al., 2009). We zullen hier verder op ingaan bij het bespreken van de meetmethoden om fijn stof te kwalificeren en kwantificeren.

Bij houtverbranding hangt de uitstoot van fijn stof vooral af van het type hout dat wordt gebruikt, het type van kachel, de grootte van de verbrandingskamer, de hoeveelheid brandstof die wordt gebruikt per tijdseenheid en het vochtgehalte van de brandstof in kwestie (Fine et al., 2004).

1.7.1 PM₁₀

Het gehalte aan fijn stof met een aerodynamische diameter tussen 2,5 en 10 μm wordt ook wel eens omschreven als het fijn stof in “coarse mode”(Peters, 2013).

Het PM₁₀ ontstaat vooral door mechanische processen zoals erosie en resuspensie door de wind en deeltjes van deze diameter zullen gravimetrisch gezien ook vrij snel neerslaan waardoor zij de potentie hebben om na enkele uren uit de atmosfeer zullen verdwijnen (Sioutas et al., 2005). Algemeen genomen neemt bij houtverbranding de uitstoot van PM₁₀ toe per MJ (tot 30 mg PM₁₀ per MJ bij een verbruik van 1,9 kg hout per uur) naarmate de hoeveelheid brandstof toeneemt per uur (Kistler et al., 2012). De relatieve waarden die eerder vermeld werden zijn lager dan de waarden uit vergelijkbaar onderzoek (Boman et al., 2011).

De concentratie aan PM₁₀ in de omgevingslucht kan bovendien worden gelinkt aan geurhinder. Vanaf omgevingsconcentraties rond de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM₁₀ kan er geurhinder optreden voor gymnosperm houtsoorten en voor angiosperm houtsoorten bedraagt deze drempel 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Kistler et al., 2012).

1.7.2 PM_{2,5}

PM_{2,5} is van belang voor de menselijke gezondheid aangezien deze fractie de inhaalbare fractie betreft en 75% uitmaakt van het indoor gehalte aan fijn stof (Stranger et al., 2009). Bovendien is PM_{2,5} in veel regio's sterk gecorreleerd aan toenames in het aantal ziektegevallen en mortaliteit (Baird and Cann, 2012). PM_{2,5} bij houtverbranding bestaat voor het grootste deel uit organisch- en elementair koolstof (Hedberg et al., 2002a). PM_{2,5} wordt vaak gemeten bij onderzoek naar fijn stof concentraties binnenshuis, ook bij houtverbranding en de waarden overschrijden vaak de landelijke richtwaarden en de WHO-normen (Salthammer et al., 2014).

Niet enkel het stoken van hout is een belangrijke bron van PM_{2,5} binnenshuis. Zo zijn ondermeer roken en tapijten (Stranger et al., 2009) koken, huisdieren en poetsen (Semmens

et al., 2015) (Kleeman, 2001) prominente bronnen van fijn stof binnenshuis. In de binnenlucht bestaat het gehalte aan $PM_{2,5}$ voor een zeer groot deel (70-80%) uit PM_1 (Johannesson et al., 2007) (Semmens et al., 2015) en worden 's avonds de hoogste concentraties genoteerd (Semmens et al., 2015).

$PM_{2,5}$ concentraties aangetroffen binnenshuis zijn vaak hoger dan de concentraties die simultaan worden buiten gemeten waarbij de indoor/outdoor ratio dus meer bedraagt dan 1 maar zij vertonen onderling wel een hoge correlatie (Johannesson et al., 2007) (Stranger et al., 2009). Bij metingen buitenshuis werden in Zweden wel verhoogde achtergrondconcentraties en concentraties buiten gemeten wanneer er sprake was van continentale luchtstromen in vergelijking met mariene luchtstromen (Johannesson et al., 2007). Dit doet vermoeden dat ook de omgevingslucht wel degelijk een invloed heeft op de fijn stof concentraties die in woningen worden aangetroffen.

Bij emissiemetingen komt eveneens een aanzienlijke hoeveelheid $PM_{2,5}$ vrij. Wetenschappelijk onderzoek spreekt van een gemiddelde uitstoot van 1,3 g/kg hout (Hedberg et al., 2002a), 1,88 g/kg hout (Fine et al., 2004) maar deze waarde ligt veel hoger bij vergelijkend wetenschappelijk onderzoek. Spaans onderzoek vond emissiefactoren tussen 6 en 14 g per kg biomassa en 3 en 13 g per kg biomassa die verbrand werd in een open haard respectievelijk in een kachel (Calvo et al., 2015). Vermoedelijk komt het grootste deel van deze fractie vrij bij de opstart van de houtverbranding (Fine et al., 2004). Eerdere onderzoeken wezen uit dat de uitstoot van fijn stof zeer afhankelijk is van het type hout dat gebruikt wordt. Andere onderzoekers noteerden hogere emissieratio's voor $PM_{2,5}$ tot 9,5 g/kg (+/-1 g/kg) en 2,9 g/kg – 9,0 g/kg (McDonald et al., 2000) en zelfs nog hogere emissies zijn geen uitzondering (Rogge et al., 1998). Specifiek voor onze case (houtverbranding met eik) vonden Amerikaanse onderzoekers (Kleeman et al., 2001) emissies rond de 5,1 g per kg hout hoewel de soortnaam van de boomsoort hier op zich niets zegt over de samenstelling van het hout.

Belangrijk is te vermelden dat in deze thesis vaak gebruik wordt gemaakt van de term “Fine” voor deeltjes met een aerodynamische diameter van minder dan 2,5 μm . Soms wordt dit bij wetenschappelijk onderzoek weleens gebruikt om deeltjes te catalogeren met een aerodynamische diameter van minder of gelijk aan 2 μm (Nazaroff, 2004).

1.7.3 UFP-stof

Het UFP wint de laatste tijd aan belang gelet op het feit dat zij volgens verschillende recente studies instaan voor 80%-90% percent van de totale deeltjesconcentratie in de omgevingslucht (Rodríguez et al., 2008). Bovendien nemen de gezondheidsimplicaties toe naarmate de aerodynamische diameter van het fijn stof afneemt (Pope III and Dockery, 2006) en bevatten zij hogere concentraties aan geadsorbeerde en gecondenseerde toxische luchtpolluenten (Sioutas et al., 2005).

Er zijn verschillende antropogene bronnen van ultrafijn stof binnenshuis. Zo zijn, behalve houtverbranding, ook printers (Hänninen et al., 2009), sigarettenrook, luchtverfrissers, kaarsen, koken en grillen, elektronische radiatoren, strijken en aanstekers prominente bronnen van ultrafijn stof binnenshuis (Afshari et al., 2005).

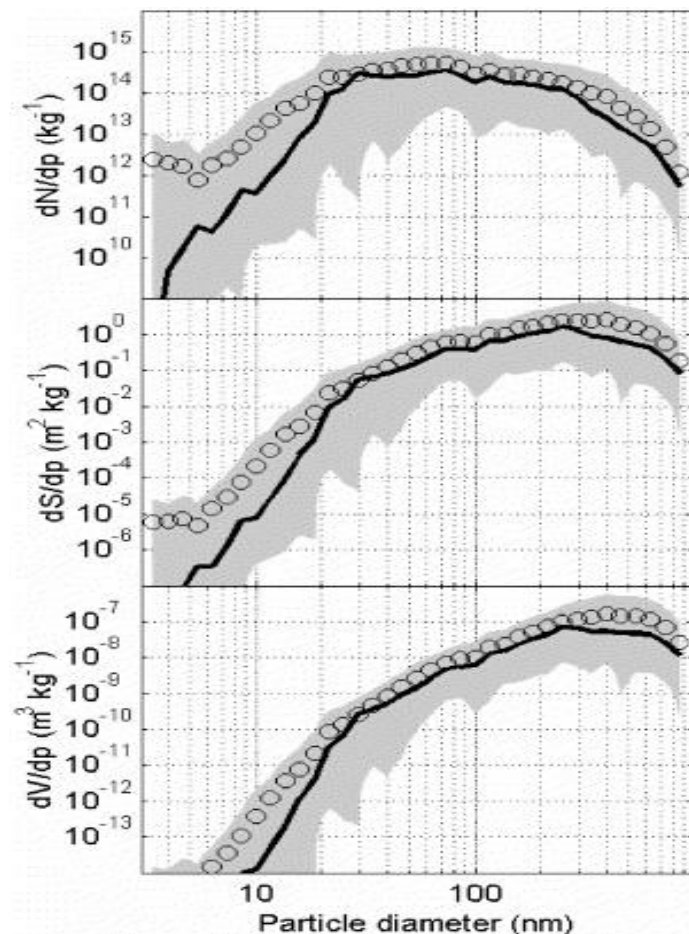
Dit UFP komt bovendien niet enkel voor als primaire partikels die vrijkomen bij verbrandingsprocessen van transportmodi, de industrie en het opwekken van energie (Hussein et al., 2008) maar kunnen ook secundair gevormd worden door fotochemische reacties en conversieprocessen (Hussein et al., 2008). UFP heeft een relatief korte levenscyclus die varieert van enkele minuten tot enkele uren (Pope III and Dockery, 2006) en wordt in de omgevingslucht vooral aangetroffen nabij drukke verkeersaders waarbij concentraties worden opgetekend tussen 10^4 en 10^6 partikels per cm^3 (Nikolova, 2011).

Het UFP wordt vaak zelf nog eens onderverdeeld in deeltjes met een diameter kleiner dan 30 nm (nucleatie modus) en deeltjes met een diameter tussen 30 en 100 nm (de Aitken modus) (Nikolova, 2011). Ook de accumulatiemodus wordt vaak tot het ultrafijn stof gerekend en bevat deeltjes met een diameter tussen 80 en 250 nm (Tissari et al., 2007). Het ultrafijnstof of UFP, zal verhoudingsgewijs vooral bestaan uit elementair koolstof en organische verbindingen (Colles et al., 2011a).

Ultra fijn stof komt zoals eerder vermeld dus ook vrij bij houtverbranding en de concentraties die binnenshuis worden aangetroffen zijn vaak te wijten aan het bijladen van hout maar hangen ook af van de drukvariatie tussen de verbrandingskamer en de schouw (Salthammer et al., 2014). Bij houtverbranding komen vooral partikels vrij met een gemiddelde aerodynamische diameter van 50 nm (Salthammer et al., 2014). De uitzondering op de regel werd teruggevonden bij onderzoek van Tissari uit 2007 waarbij deeltjes met een kleinere diameter werden teruggevonden. Bij emissiemetingen kunnen evenwel partikels met een

kleinere diameter dan 50 nm worden gevormd door precursoren aanwezig in gasfase bij de dilutie en afkoeling van de uitlaatgassen (Hedberg et al., 2002a).

Dit laatste verschijnsel hangt evenwel af van dilutieratio en de temperatuur van het gas dat zal zorgen voor de verdunning want beide zaken zijn van belang voor gasvormige supersaturatie (Park et al., 2004). Algemeen geldt wel dat de concentratie van partikels van het type UFP afnemen naarmate het verbrandingsproces vordert (Salthammer et al., 2014). Bovendien verschilt het UFP stof uitgestoten door houtverbranding van het UFP-stof dat vrijkomt bij verbrandingsprocessen van het wegverkeer. Bij uitlaatgassen piekt de concentratie aan UFP-stof bij deeltjes met een diameter van 20 nm maar bij houtverbranding liggen de hoogst gemeten concentraties bij deeltjes met een diameter tussen de 20 en de 300 nm (Hedberg et al., 2002a) en is de relatieve massa/deeltjesgrootte verhouding het hoogst bij een grotere diameter (in dit geval 500 nm) (Hedberg et al., 2002a).



Figuur 6: deeltjesaantallen en gewicht in verhouding tot de partikeldiameter bij emissiemetingen van UFP (Hedberg et al, 2002)

1.7.4 Organisch koolstof

Organisch koolstof wordt samen met elementair koolstof of EC vaak gemeten bij fijn stof metingen. De detectie zelf gebeurt oa door thermisch optische transmissie analyse (Maenhaut

et al., 2012b) (Fine et al., 2004). De verhouding tussen het gehalte aan elementair koolstof en het gehalte aan organisch koolstof hangt erg af van de emissiemetingen en de parameters die van belang zijn bij houtverbranding.

Een extractie van organisch koolstof vrijgekomen door houtverbranding wijst uit dat levoglucosan en andere suikers, guaiacol, syringol en fenolen/zuren de belangrijkste componenten zijn waaruit organisch koolstof bestaat (Hedberg et al., 2002a). Op zijn beurt maakt organisch koolstof de grootste fractie uit van het PM_{2,5} dat wordt gemeten bij emissiemetingen (Fine et al., 2004).

Organisch koolstof kan als primaire pollutant voorkomen maar kan ook secundair gevormd worden (Maenhaut et al., 2012b). Tussen verschillende meetposten waar levoglucosan wordt gemeten bestaat een sterke correlatie wat duidt dat houtverbranding overal in Vlaanderen simultaan plaats vindt waardoor tijdens winterperiodes biomassaverbranding hierdoor een bijdrage kan leveren van 3,8 µg/m³ aan jaarlijkse gemiddelde PM₁₀ waarden gemeten in landelijke gebieden (Maenhaut et al., 2012a). Het gehalte aan levoglucosan werd hiervoor vermenigvuldigd met 5,59 om het gehalte aan OC te wijten aan houtverbranding te verkrijgen op basis van de verkregen levoglucosan data (ter vergelijking dient levoglucosan met 10,7 vermeerderd te worden om de inbreng van houtverbranding aan totale gehalten van fijn stof in de vorm van PM₁₀ te kennen) (Maenhaut et al., 2012b).

1.7.5 Elementair koolstof

Elementair koolstof zal bij houtverbranding worden uitgestoten als primaire pollutant door pyrolyse bij onvolledige verbranding (Koch et al., 2007).

Elementair koolstof werd in Vlaanderen in het verleden vaak gemeten via de NIOSH-methode. Deze methode levert vanwege temperatuursverschillen lagere waarden op dan vergelijkbare methoden die in ander wetenschappelijk onderzoek werden gebruikt (Maenhaut et al., 2012b).

Het gehalte aan elementair koolstof dat wordt teruggevonden in PM_{2,5} varieert tussen de 1 en 31% bij houtkachels en haarden (Fine et al., 2004) en ligt zelfs hoger bij speksteenkachels (tussen de 15 en 41%) (Tissari et al., 2008). Elementair koolstof is de tweede grootste component die wordt teruggevonden bij PM_{2,5} na organisch koolstof (Fine et al., 2004).

1.7.6 Black Carbon

In studies uit binnen- en buitenland wordt ook vaak gewaag gemaakt van “black carbon”. Black carbon wordt gemeten met behulp van optische transmissie (aethalometer) maar heeft geen specifiek massagewicht en wordt vaak louter omwille van zijn lichtabsorberende capaciteiten omschreven als “black carbon”. In de praktijk kan het vaak een verzamelnaam zijn van “rs-soot”, organische koolstof en andere lichtabsorberende bestanddelen (Poschl, 2005).

Het is belangrijk om te benadrukken dat EC staat voor het hoge temperatuur residu bekomen aan de hand van de thermisch optische metingen maar dat dit geen synoniem is voor black carbon (Buseck et al., 2012). Het blijkt een belangrijke indicator te zijn voor de schadelijke impact op de gezondheid.

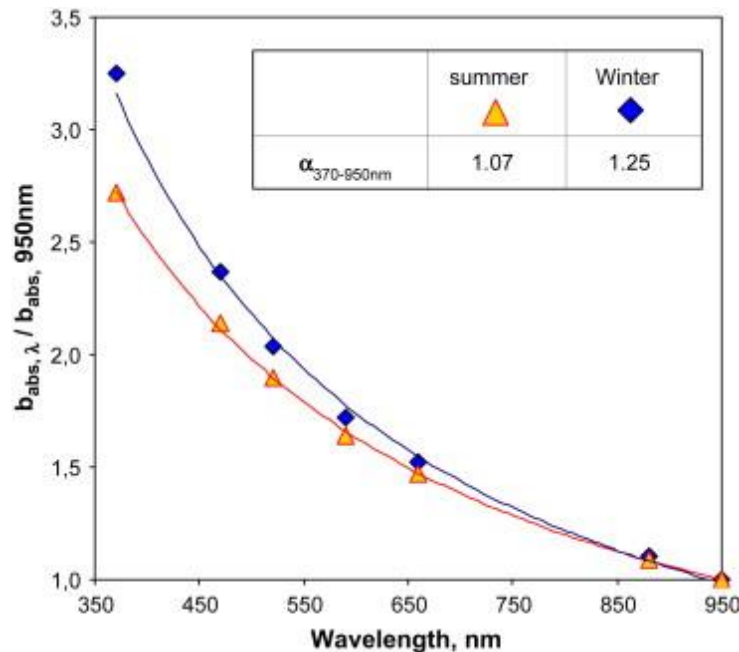
Biomassaverbranding wordt globaal als de belangrijkste bron gezien van black carbon (Cheng et al., 2013).

1.7.7 Brown carbon

Brown carbon is een vorm van organisch koolstof met welbepaalde lichtabsorberende eigenschappen. Brown carbon is sterk gerelateerd aan houtverbranding (Cheng et al., 2013). In tegenstelling tot black carbon neemt de absorptie toe wanneer brown carbon wordt blootgesteld aan golflengtes in het blauw- en UV-spectrum (Moosmüller et al., 2011). Brown carbon kan worden gedetecteerd via thermisch-optische technieken die eveneens gebruikt worden om het organisch-elementair koolstof te bepalen. De aanwezigheid van brown carbon kan leiden tot een respectievelijke onderschatting van het organisch koolstof gehalte enerzijds en een overschatting van het elementair koolstof gehalte anderzijds in fijn stof stalen (Chen et al., 2015).

Brown carbon onderscheidt zich dus van BC of Black Carbon via de Ångström Absorption Coëfficiënt waarbij de coëfficiënt hoger zal zijn wanneer de materie wordt blootgesteld aan licht van kortere golflengte (zoals dus blauw en UV-licht) (Chen et al., 2015). De spectrale afhankelijkheid van lichtabsorptie is bij black carbon veel minder uitgesproken dan bij brown carbon (Favez et al., 2009).

Een studie die plaatsvond in Parijs met een aethalometer die gebruik maakte van verschillende golflengtes vond inderdaad een grotere absorptie coëfficiënt tijdens metingen in de winterperiode in vergelijking met de zomerperiode (gemiddelde absorptie coëfficiënt over de 7 golflengtes van $1,25 \pm 0,11$ tijdens de winterperiode tov $1,07 \pm 0,04$ in de zomerperiode) (Favez et al., 2009). Dit is duidelijk waar te nemen in figuur 7.



Figuur 7: verschil in absorptiecoëfficiënt bij verschillende golflengtes bij metingen vergeleken tussen de winter- en zomerperiode (Favez et al, 2009)

Hoewel ook ijzeroxides verantwoordelijk kunnen zijn voor deze afwijking werd de invloed van ijzeroxides op deze resultaten echter maar beperkt geacht vanwege de afwezigheid van significante bronnen in de omgeving van de staalnames (Favez et al., 2009).

Opmerkelijk uit het eerder vernoemde onderzoek is dat de hoogste absorptie coëfficiënt waarden niet werden genoteerd tijdens de spitsperiodes (de absorptiecoëfficiëntcurve van black carbon is immers vrij vlak aangezien de absorptie bij verschillende golflengtes min of meer gelijk blijft en de waarde van BC uitgedrukt in AAE situeert zich rond 1) maar wel tijdens de avond- en nachtperiode. Bovendien werd dit patroon iedere dag waargenomen wat doet vermoeden dat lokale bronnen een grotere invloed hebben op de waargenomen luchtkwaliteit dan tot dusver werd gedacht (Favez et al., 2009).

Eveneens interessant in het voorkomen van overschrijdingen voor de dagwaarden van fijn stof is dat de gemiddelde absorptie coëfficiëntwaarden tijdens continentale luchtstromen quasi gelijk bleven in vergelijking met mariene luchtstromen (Favez et al., 2009). Dit bevestigt de beperkte impact van lange afstand luchtverontreiniging in deze studie. Op basis van de

verhouding tussen de gekende absorptie coëfficiënten van de twee bronnen (fossiele brandstoffen en houtverbranding) werd het aandeel van houtverbranding aan PM_{2,5} in Parijs berekend (tijdens de duurtijd van de studie) wat zo'n 20% bedroeg met een onzekerheid van 10% (Favez et al., 2009).

1.8 Vorming van fijn stof

Bij de vorming van fijn stof maken we een onderscheid tussen de primaire pollutanten en de secundaire pollutanten. Vrij vertaald zijn de primaire pollutanten de substanties die onmiddellijk worden uitgestoten door de verschillende bronnen, hetzij geleid of diffuus. Bij luchtverontreiniging worden de primaire pollutanten ook vaak omschreven als de precursoren van de secundaire pollutanten. De secundaire pollutanten zijn de verontreinigende stoffen die gevormd worden in de lucht. Ze ontstaan dus vaak door oxidatieprocessen en fotochemische kettingreacties waarbij de atmosfeer zal fungeren als reactievat (Boubel et al., 1994).

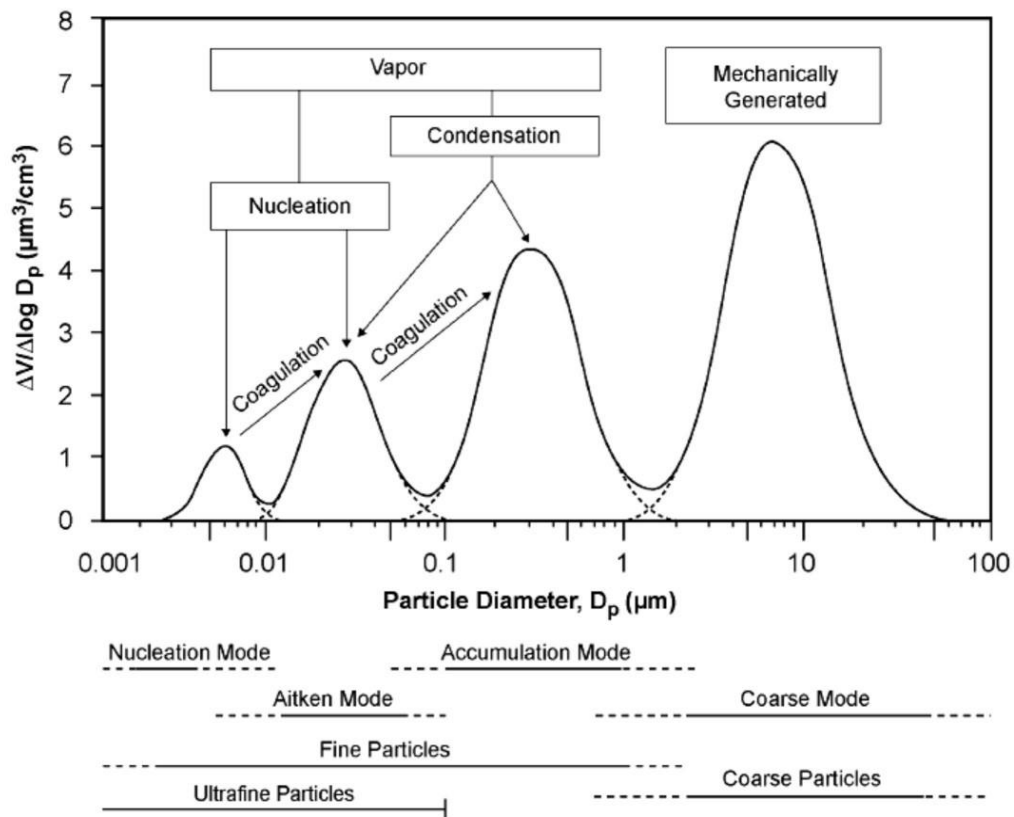
Fijn stof wordt meestal gevormd door (brownse) coagulatie, nucleatie, de omzetting van gas tot deeltjes en evaporatie en condensatie (Cheng and Li, 2011). Ultra fijn stof vertoont ook een sterke correlatie met CO en NO_x wat doet vermoeden dat ultra fijn stof vooral wordt voorgebracht door wegverkeer in een stedelijke omgeving en verbrandingsprocessen in het algemeen.

Nucleatie is het verschijnsel waarbij clusters van moleculen zullen groeien tot een thermodynamische stabiele nucleus. Het verschijnsel zal vooral afhangen van de dampdichtheid van de condenseerbare materie (Boubel et al., 1994).

Coagulatie is het proces waarbij deeltjes in contact komen met elkaar in de lucht en aan elkaar blijven hangen door specifieke krachten zoals de Van Der Waalskrachten, Brownse beweging (Nikolova, 2011) en fractale geometrie (Jacobson, 2004). Hierdoor zal de aerodynamische diameter van de deeltjes uiteindelijk toenemen (Boubel et al., 1994).

Uit eerder onderzoek rond fijn stof in tunnels blijkt dat coagulatie in dit specifieke geval voorkomt door Brownse coagulatie of thermische coagulatie (Vos et al., 2012).

Condensatie is het resultaat van botsingen tussen gasvormige componenten en reeds bestaande druppels in geval van supersaturatie. Het verschil tussen condensatie en nucleatie is dat condensatie plaats vindt bij lagere waarden dan nucleatie (Boubel et al., 1994).



Figuur 8: verschillende deeltjesgroottes en de vorming van fijn stof (US EPA,2004)

Dilutie is een synoniem voor verdunning waarbij in het geval van luchtverontreiniging de geconcentreerde stroom wordt gemengd met een andere luchtstroom (bijvoorbeeld de omgevingslucht) en zo lagere concentraties worden bekomen.

1.9 Invloed van factoren op de verspreiding van pollutanten binnenshuis

1.9.1 Ventilatie en drukverschillen

Vaak is het niet eenvoudig om te duiden of welbepaalde componenten die in het binnenhuismilieu worden aangetroffen wel degelijk ook binnenshuis hun oorsprong vinden. Ventilatie heeft een belangrijke invloed op de wisselwerking tussen het binnenhuismilieu en de externe omgeving. Deze ventilatie is hetzij natuurlijk, hetzij mechanisch (WTCB, 1984). Deze laatste komt meer voor bij recentere woningen waar de toegenomen isolatie en luchtdichtheid noopt tot een, voor leken vaak paradoxale, nood aan ventilatie. Natuurlijke ventilatie van gebouwen komt tot stand onder invloed van luchtdrukverschillen tussen de

buiten- en binnenomgeving en door ventilatieopeningen en kieren in het gebouwomhulsel (WTCB, 1984).

Van belang voor dit onderzoek is dat de luchtdrukverschillen toenemen met de windsnelheid en hierdoor ook het ventilatiedebiet van de onderzochte woningen zal toenemen. Dit ventilatiedebiet is bovendien omgekeerd evenredig met de luchtdichtheid van woningen (WTCB, 1984). De wind zal overdruk creëren op de aangeblazen gevels en dakschilden en onderdruk creëren op de hier tegenover gelegen gevels en dakschilden evenals de platte daken (WTCB, 1984).

Het luchtdrukverschil kan worden voorgesteld door de volgende formule die het luchtdrukverschil in Pa weergeeft tussen een gevel in overdruk en een gevel in onderdruk.

$$\Delta p = \frac{1}{2} K \rho v^2$$

Met $\Delta p =$ *luchtdrukverschil in Pa*

$K =$ *dimensieloze coefficient*

$\rho =$ *volumemassa van de lucht* $\left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right)$

$v =$ *windsnelheid in m/s*

Van belang voor houtverbranding is dat er zeker geen natuurlijke ventilatie mag plaatsvinden via een raamopening aan een gevelzijde die in onderdruk staat (zeker indien de buitentemperatuur lager is dan de binnentemperatuur en er onderaan de vertrekken geen luchtvoorziening zoals gaten en/of spleten met de buitenlucht beschikbaar zijn om onderdruk van de vertrekken te vermijden) (WTCB, 1984). Hierbij bestaat immers theoretisch de kans dat de luchtdrukverschillen de schouwtrek in het gedrang brengen en de rookgassen hierdoor in de woonkamer worden “gezogen”.

De ventilatie van de woning zelf is afhankelijk van zowel “geleide” ventilatievoorzieningen zoals ventilatieopeningen als “diffuse” ventilatievoorzieningen zoals scheuren in de voegen, barsten in de gevels van het gebouwomhulsel (WTCB, 1984). De gerealiseerde ventilatiegraad n (h^{-1}) kan worden voorgesteld door de formule:

$$n = \frac{Vv + V_{inf}}{VL} = Nv + N_{inf}$$

Met: $Vv =$ *luchtvolume in $\frac{\text{m}^3}{\text{h}}$ dat het gebouw binnendringt via geleide weg*

V_{inf} = luchtvolume in $\frac{m^3}{h}$ dat het gebouw binnendringt via diffuse weg

VL = luchtvolume van de beschouwde kamer of gebouw

Bovenstaande formule geeft de luchtverversing weer of air exchange capacity (AEC).

Niet enkel ventilatie maar ook windsnelheid en het verschil in temperatuur (stack effect) zijn mede bepalend zijn voor de ventilatie van een woning (WTCB, 1984). Dit kan worden voorgesteld door het volgende massabalans model van het LBL (Lawrence Berkeley Laboratory).

$$Ka = \frac{Q}{V} = \frac{A_{inf} \pm \sqrt{K_s (T_{in} - T_{out}) + K_w U^2}}{V}$$

K_s = Stack Coëfficiënt ($m^2/^\circ C \cdot h^2$)

K_w = Wind Coëfficiënt (dimensieloos)

A_{inf} = maat voor de infiltratiemogelijkheden waardoor ventilatie kan plaatsvinden

T_{in} = Binnentemperatuur ($^\circ C$)

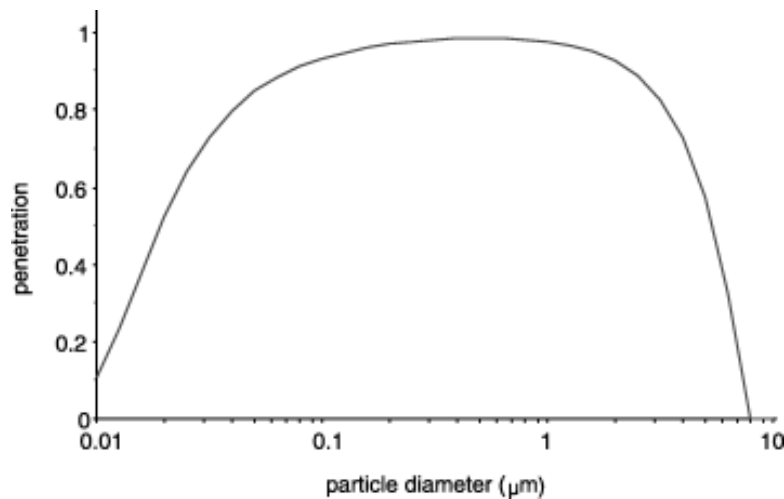
T_{out} = Buitentemperatuur ($^\circ C$)

U = windsnelheid (m/s)

1.9.2 Partikelpenetratie

De concentraties in de omgevingslucht staan in relatie met de concentraties die worden opgetekend in het binnenluchtmilieu. Een deel van het fijn stof in de omgeving zal echter nooit kunnen doordringen tot de woning zelf. Dit hangt voor een stuk af van de aerodynamische partikelgrootte van het fijn stof (Nazaroff, 2004) evenals van de luchtdichtheid van de woning, de ventilatie zoals hierboven werd beschreven, diffuse infiltratie en mechanische toevoer (Nazaroff, 2004).

Uit onderstaande figuur 9 blijkt duidelijk dat er verschillen zijn tussen de verschillende aerodynamische categorieën van fijn stof. UFP-stof zal niet zo gemakkelijk binnendringen vanwege de Brownse coagulatie evenals fijn stof in “coarse mode” dat zich afzet op hindernissen (Nazaroff, 2004)



Figuur 9: partikelpenetratie van deeltjes aanwezig in de omgevingslucht in het binnenhuismilieu (Nazaroff, 2004)

1.9.3 Depositie

Fijn stof zal uiteindelijk uit de lucht verdwijnen door depositie. Deze depositie is afhankelijk van de aerodynamische diameter (He et al., 2005) en dynamische factoren zoals het seizoen, de specifieke bouw van het huis (Allen et al., 2003), de factoren die hierboven zijn beschreven zoals temperatuur en windsnelheid (Liu, 2001) en de maat waarin de ruimte in kwestie is bemeubeld en er een dito verhoging is van de interne oppervlakte (Thatcher et al., 2002).

De afname van de fijn stof concentraties binnenshuis wordt (bij afwezigheid van indoor bronnen) vooral bepaald door de luchtverversing en de depositiesnelheid (He et al., 2005).

De eerste, eenvoudige formule kan worden uitgebreid om de depositiesnelheid van fijn stof te berekenen via toevoeging van de binnen- en buitenconcentraties van de fijn stof partikels.

$$\frac{dC_{in}}{dt} = P\alpha C_{out} + \frac{Q_s}{V} - (\alpha + k) \cdot C_{in}$$

t= tijd

α = luchtverversingsnelheid

k= depositiesnelheid

P= penetratie efficiëntie

C_{in} = indoor concentratie

C_{out} = buitenconcentratie

V= volume van het huis

Q_s = generatief vermogen van fijn stof binnenshuis

Bovenstaande formule kan in onze case in sommige gevallen aangepast worden omdat houtverwarming een significante bron is van fijn stof binnenshuis net als koken (He et al., 2005). In sommige gevallen kan de inbreng van fijn stof concentraties buiten aan het binnenklimaat als verwaarloosbaar worden geschat (tenzij in uitzonderlijke klimatologische omstandigheden) wat aanleiding kan geven tot volgende vergelijking:

$$\text{Ln} \left(\frac{C_{in}}{C_{inpeak}} \right) = -(\alpha + k)t$$

C_{inpeak} = piekindoor concentratie

Op andere ogenblikken wanneer er geen indoor bronnen van fijn stof aanwezig zijn zal het binnenshuis klimaat voor een groot deel worden bepaald door de concentratie in de omgevingslucht en kan men de omgevingsconcentratie vervangen door de initiële indoorconcentratie (He et al., 2004):

$$Q_s = V \times \left[\frac{C_{int} - C_{in_0}}{\Delta T} \right] + (a \times k) \times C_{in} - a \times C_{in_0}$$

Q_s = gemiddelde emissie

C_{int} = piek indoor concentratie

C_{in_0} = initiële indoorconcentratie

$a \times k$ = gemiddelde verwijderingsgraad van fijn stof

Voor $PM_{2,5}$ worden gemiddelde afzettingssnelheden opgemeten van 2,01 h +/- 1,11h¹ (He et al., 2005). De depositiesnelheid is bovendien afhankelijk van de interne oppervlakte van de woning in kwestie. Bovendien is het zo dat een verhoogde luchtverplaatsing eveneens de depositie zal versnellen (Thatcher et al., 2002).

1.9.4 De omgevingsluchtkwaliteit

Zoals hierboven reeds werd vermeld zullen ventilatie en drukverschillen een invloed uitoefenen op het binnenhuisklimaat. Verhoogde concentraties veroorzaakt door indoor bronnen zullen zich normaliseren na enkele uren (afhankelijk van de hoogte van de concentratie en het continu/discontinu karakter van de bron in kwestie). Dit gebeurt door middel van luchtverversing en partikeldepositie (Wallace, 1996).

Zoals in bovenvermelde paragraaf werd aangegeven, hebben weersomstandigheden een grote invloed op het binnenhuismilieu.

In ons praktijkonderzoek werd de link gelegd met de Pasquill stabiliteitsklassen omdat deze relevanter zijn voor houtverbranding dan het andere model dat vaak wordt gebruikt in Vlaanderen (Bultynck-Malet). Dit vanwege de lagere verspreiding ten opzichte van het maaiveld. Beide vormen van stabiliteitsklassen worden vaak gebruikt om geurhinder en luchtverontreiniging te voorspellen (Bilsen et al., 2008).

De stabiliteitsklassen zijn belangrijk omdat zij weergeven hoe luchtverontreiniging zich gaat gedragen in de, in ons geval, onderste luchtlagen. Dit kan worden voorgesteld door volgende formule (Termonia and Quinet, 2004):

$$l = \frac{\bar{u}}{v}$$

l = lengteschaal

\bar{u} = windsnelheid

v = Brunt-Vaisala of buoyancy frequentie

De buoyancy frequentie wordt op zijn beurt voorgesteld door de volgende formule:

$$v = \sqrt{\frac{g \partial \theta}{\theta \partial z}}$$

g = valversnelling

z = hoogte

θ = de mogelijke temperatuur

Deze deeltjes kunnen in een stabiele atmosfeer worden “gestoord” waardoor zij beginnen oscilleren. In minder stabiele omstandigheden zal men bij deze deeltjes een sinoïdale beweging kunnen vaststellen maar bij een lage transportindex (dewelke een maat is voor de afwezigheid van transport in de atmosfeer) zal er quasi geen dispersie zijn en zullen deze deeltjes als het ware ter plaatse blijven trillen (Termonia and Quinet, 2004). Deze omstandigheden zijn erg ongunstig voor de vorming en instandhouding van niet-reactieve, wateronoplosbare pollutanten. In zogenaamde hot-spots zones zoals steden kunnen de concentratie in de omgevingslucht hierdoor hoog oplopen (Termonia and Quinet, 2004). Een lage transportindex komt ook vaak terug bij SMOG-periodes.

1.10 Meten van fijn stof bij houtverbranding

1.10.1 Gebruik van tracers

Als we de ideale tracer omschrijven voor houtverbranding bestaat er ongetwijfeld consensus dat deze aan de volgende omschrijving dient te voldoen: uniek voor houtverbranding, stabiel en weinig reactief, gemakkelijk te detecteren, eenvoudig te analyseren en aanwezig in redelijke concentraties in de omgevingslucht om bemonsteringsduur te beperken. Onderstaand worden enkele tracers voor houtverbranding toegelicht.

1.10.1.1 levoglucosan

Zoals eerder werd aangehaald wordt de inbreng van houtverbranding bij immissiestalen achterhaald door het gebruik levoglucosan als tracer. Levoglucosan is de meest voorkomende individuele organische component die vrijkomt bij houtverbranding (Fine et al., 2004). Levoglucosan is een anhydrosuiker (1,6-anhydro- β -glucopyranose) dat vrijkomt bij de pyrolyse van koolhydraten zoals bijvoorbeeld cellulose. De aanwezigheid van levoglucosan wordt ook begeleid door lagere concentraties aan de isomeren mannosan en galactosan dewelke worden gevormd door de pyrolyse van hemicellulose (Cordell et al., 2014). Uit de verhouding tussen deze 2 isomeren kan de contributie van angiosperm houtsoorten en gymnosperm houtsoorten worden berekend (Maenhaut et al., 2012b).

Levoglucosan wordt bij emissiestalen vooral teruggevonden bij lagere temperaturen en het gehalte neemt af bij hogere temperaturen (Calvo et al., 2015). Het wordt ook gevormd bij verbrandingsprocessen gelijkaardig aan houtverbranding en wordt bovendien aangetroffen in sigarettenrook (Naeher et al., 2007). Bij luchtstalen wordt het meestal geanalyseerd via GC-MS (Maenhaut et al., 2012b). Het grote voordeel van levoglucosan is de stabiliteit van de verbinding en de eigenschap dat het niet wordt afgebroken bij blootstelling aan zonlicht maar wel instabieler is naarmate het wordt blootgesteld aan OH-radicalen en bij hoge luchtvochtigheid (Maenhaut et al., 2012b) (Zhu et al., 2015).

Hoewel levoglucosan ook wordt gevormd bij temperaturen van meer dan 300°C (Maenhaut et al., 2012b) is het gehalte aan levoglucosan in rookgassen echter sterk afhankelijk van de verbrandingscondities (Hedberg et al., 2006).

Tot op heden blijft levoglucosan echter nog steeds de meest gebruikte, en betrouwbare tracer voor fijn stof afkomstig van houtkachels.

1.10.1.2 Metalen

Het is wetenschappelijk bewezen dat sommige metalen in significant hogere concentraties worden aangetroffen bij houtverbranding binnenshuis (analyse door middel van EDXRF-spectrometrie gevolgd door QXAS) in vergelijking met een controlegroep. Dit geldt vooral voor de elementen K en Ca dewelke eveneens aanwezig zijn als bodemdeeltjes maar ondanks dit toch worden aangetroffen in PM_{2,5} (Johannesson et al., 2007). De verhoogde waarden die werden aangetroffen bij respondenten in vergelijking met een controlegroep werden toegeschreven aan het herladen van de houtkachels (Johannesson et al., 2007).

Bij emissiemetingen worden inderdaad alkalimetalen teruggevonden in PM_{2,5}. Zo bedraagt het gehalte aan K ongeveer 27,4 mg/kg hout dat verbrand wordt (Hedberg et al., 2002a). De ratio Kalium/Calcium die wordt aangetroffen bij emissiemetingen maakt het interessant om de mogelijkheid te bekijken om kalium te gebruiken als tracer voor houtverbranding aangezien deze ratio volledig verschilt van de ratio's die worden aangetroffen in de omgevingslucht en bij bodemresuspensie (Hedberg et al., 2002a). Ander onderzoek legt dan weer de nadruk op de grote verschillen in de gehalten aan metalen die worden teruggevonden tussen onderzoeken die zijn uitgevoerd in de Verenigde Staten en Europa en de omzichtigheid die men hierbij in acht dient te nemen om metalen te gebruiken als tracer voor houtverbranding (Schmidl et al., 2008).

Tussen kalium en levoglucosan werd inderdaad een positieve correlatie ($r=0,38$) gevonden in Japan (Zhu et al., 2015).

1.10.1.3 Methoxyfenolen

Methoxyfenolen worden vaak vermeld als mogelijke tracer voor houtverbranding. Vooral dan guaiacyl en syringyl. Guaiacyl wordt vooral teruggevonden bij de verbranding van dennenhout en syringyl bij de verbranding van eikenhout. Guaiacyl wordt eveneens teruggevonden bij de verbranding van eikenhout maar in lagere concentraties (Rogge et al., 1998).

Sommige methoxyfenolen zoals syringylaldehyde en coniferylaldehyde worden in concentraties aangetroffen die het interessant maakt om hen te gebruiken als eventuele tracer voor houtverbranding, de concentraties die worden aangetroffen bij emissiemetingen liggen evenwel nog onder deze van levoglucosan (Fine et al., 2004).

1.10.1.4 Reteen

Reteen is een PAK dat vrijkomt bij de verbranding van dennenhout en kan gebruikt worden als tracer voor houtverbranding (Kleeman et al., 2001). Reteen werd bij emissiemetingen uitgevoerd door Rogge teruggevonden in een concentratie van 0,68 mg/kg hout (gymnosperm) maar het werd in eerder vermeld onderzoek van Rogge eveneens teruggevonden in rookgassen van eikenhout. Onderzoek van Hedberg wees dan weer op het feit dat reteen zeker niet bij iedere emissiemeting werd gemeten en het gebruik van reteen als tracer voor houtverbranding op zijn minst discutabel is.

1.10.1.5 Harszuren

Harszuren komen vooral vrij bij de verbranding van gymnosperm houtsoorten. Hoewel zij dus geen inschatting kunnen geven van de bijdrage van andere soorten hout (zoals eik) aan houtverbranding kan men door middel van het gebruik van harszuren wel degelijk een inschatting maken van de bijdrage van houtverbranding van gymnosperm houtsoorten aan de omgevingslucht (Rogge et al., 1998).

1.10.2 Meetmethodes voor fijn stof

1.10.2.1 Gravimetrisch

Fijn stof wordt vaak bemonsterd op filters. Deze filters zijn vooraf gewogen en vervolgens blootgesteld aan de omgevingslucht waarna zij na de bemonstering opnieuw worden gewogen via een microbalans (Johannesson et al., 2007). Meestal worden teflonfilters (Johannesson et al., 2007) of kwartsvezelfilters gebruikt voor deze doeleinden. Deze laatsten zijn natuurlijk minder geschikt indien men eveneens silicium wilt meten. Uit het verschil tussen de wegingen wordt het gehalte aan fijn stof afgeleid. Het is een internationaal erkende methode, bijzonder accuraat en wordt nog vaak gebruikt. Deze techniek heeft echter wel als nadeel dat men een gemiddelde waarde verkrijgt en geen beeld heeft van mogelijke variaties in de fijn stof

concentraties te wijten aan specifieke events. Deze techniek is ook minder geschikt voor de monitoring van UFP vanwege de porositeit (Maenhaut et al., 2012b).

1.10.2.2 Optische technieken

Zoals bovenstaand wordt weergegeven schieten gravimetrische metingen tekort als men geïnteresseerd is in fluctuaties van het fijn stof gehalte aanwezig in de omgevings- en of binnenlucht. Om real-time metingen mogelijk te maken zijn alternatieve technieken ontwikkeld die het mogelijk maken om zeer snelle variaties kwantitatief voor te stellen. Deze alternatieve technieken moeten evenwel gelijkwaardig zijn aan de “gravimetrische” EU-referentiemethode.

Optische technieken zijn gebaseerd op de verstrooiing van licht door afgevangen deeltjes (Colles et al., 2011a). Deze methode onderscheidt zich van de gravimetrische methode omdat deze niet gebaseerd is op een massabepaling maar wel op het vaststellen van de deeltjesgrootte. Hierbij worden de deeltjes via een geleide luchtstroom door een lasermeetkamer geleid waardoor ze het laserlicht zullen verstrooien en het scattersignaal vervolgens kan worden uitgelezen door een fotodiode (Colles et al., 2011a). Deze meters zijn echter vaak ook uitgerust met een filter waardoor simultaan eveneens massabepalingen kunnen worden uitgevoerd. De reden om dit simultaan uit te voeren is om een kalibratiefactor te bepalen of een chemische analyse uit te voeren op het staal.

Het nadeel van optische technieken is dat de kalibratiefactor erg afhankelijk is het type apparatuur en fabrikant. Bovendien is het niet mogelijk om chemische analyses uit te voeren indien men geen simultane gravimetrische metingen uitvoert. Deze chemische analyses kunnen gebruikt worden om bepaalde bronnen te identificeren in de omgevingslucht door middel van statistische technieken zoals factoranalyse, principal component analysis (PCA) of positive matrix factorization (PMF).

1.10.2.3 Condensation particle Counter

Deze meetmethodiek wordt veelal gebruikt voor het meten van ultrafijnstof. Het toestel dat gebruikt werd in het onderzoek (P-Trak van TSI) werkt volgens dit principe. In de meeste gevallen (de detectierange is erg afhankelijk van het toestel en de fabrikant) meet het toestel deeltjes van enkele nanometer tot ongeveer een micrometer (Colles et al., 2011b). Het werkingsprincipe is gebaseerd op het gebruik van een vloeistof die in oververzadiging wordt

gebracht en dewelke ervoor zal zorgen dat door middel van condensatie deeltjes optisch gemeten kunnen worden (Colles et al., 2011a).

1.10.2.4 TEOM

Deze afkorting staat voor tapered element oscillating microbalance. Dit soort meettechniek wordt gebruikt door de VMM in Vlaanderen en ook in sommige wetenschappelijke studies maakt men gebruik van deze techniek. Met deze methode wordt het stof opgevangen op een oscillerende filter. Indien er sprake is van additionele massa zal de frequentie van de oscillator afnemen. De verandering van de eigenfrequentie is vervolgens een maat voor de belasting van de filter (Colles et al., 2011a). Hoewel het apparaat op een vaste temperatuur (50°C) wordt bedreven dient men bij gebruik van deze apparatuur eveneens een correctie voor afdamping te gebruiken.

Deze meetmethode wordt vaak gekoppeld met een FDMS (filter dynamics measurements system). Deze combinatie levert zeer accurate metingen op.

1.10.2.5 Betaverzwakking

Met deze indirecte meetmethode wordt gebruik gemaakt van een radioactieve isotoop (zoals bijvoorbeeld Kr85) dewelke een met stof beladen stroom zal aanstralen waardoor deze het signaal zal verzwakken (veroorzaakt door ionisatie) wat samenhangt met de elektronendichtheid. Deze stroom wordt vergeleken met een blanco. Uit de toename van de stofbelasting en de totale flow kan de concentratie worden berekend wat in de praktijk wordt voorgesteld door glijdende uurgemiddelden (Colles et al., 2011a).

1.10.2.6 ELPI

ELPI staat voor Electronic Low Pressure Impactor. Het werkingsprincipe stoelt op het principe dat het aerosol elektrisch wordt geladen door middel van een corona discharge. Vervolgens worden de geladen deeltjes door de impactoren geleid waar bij iedere trap de elektrische stroom (geïnduceerd door deze partikels) wordt gemeten (Keskinen et al., 1992).

1.10.2.7 Passieve Diffusie

Een methode die de dag van vandaag veel wordt gebruikt vanwege zijn lage instapmogelijkheden is het gebruik van passieve diffusiebuisjes om fijn stof in de omgevingslucht te bepalen. Het voordeel hiervan is de lage kostprijs en de mogelijkheid om een groot aantal meetpunten te bemonsteren. Het nadeel is de vrij lange bemonsteringsperiode (enkele weken) waardoor eventuele pieken zullen uitgemiddeld worden. In ons onderzoek werd deze mogelijkheid niet gebruikt vanwege de korte blootstellingsperiode. Een bijkomend voordeel van deze techniek is dat men eveneens een chemische analyse kan uitvoeren op de samples die men met dit soort techniek vergaart (Ferm et al., 2006).

2 Wetgeving

2.1 Vlaamse normering op vlak van kachels

De Belgische emissienormen voor nieuwe kachels behoren tot de strengste van Europa, zoniet de ganse wereld. De wetgeving stipuleert dat nieuwe kachels moeten voldoen aan de normen van het KB van 12 oktober 2010. De specifieke normen voor sommige parameters worden weergegeven in de bijlagen van dit KB. Dit KB legt normen op voor houtkachels die op de markt worden gebracht 1, 3 tot 6 jaar na publicatie in het Belgisch Staatsblad van het KB. Dit wil ook zeggen dat houtkachels die op de markt werden gebracht in 2012 en vroeger, niet aan de normen dienden te voldoen. De overgrote meerderheid van de Vlaamse gezinnen maakt echter gebruik van kachels die nog dateren uit de vorige eeuw en gelet op de robuustheid van dergelijke installaties zal de uitfasering waarschijnlijk nog vele jaren duren.

2.2 Binnenluchtkwaliteit

Vanwege de mogelijke gezondheidsrisico's op lange termijn heeft de WHO richtlijnen vastgelegd voor de emissie van $PM_{2.5}$. Deze bedragen $15 \mu g/m^3$ als jaarlijkse gemiddelde waarde en $25 \mu g/m^3$ als 24 uur waarde. Op Europees niveau heeft de richtlijn 2008/EG/50 grenswaarden opgelegd voor welbepaalde pollutanten. $PM_{2.5}$ is er één van. Voor de parameter $PM_{2.5}$ geldt vanaf 1 januari 2015 een jaargrenswaarde van $25 \mu g/m^3$.

Voor UFP is, op dit ogenblik, volgens de auteur nog geen grenswaarde bekend. Wat wel nog genormeerd is zijn sommige vluchtige organische stoffen. Het Vlaams binnenmilieubesluit

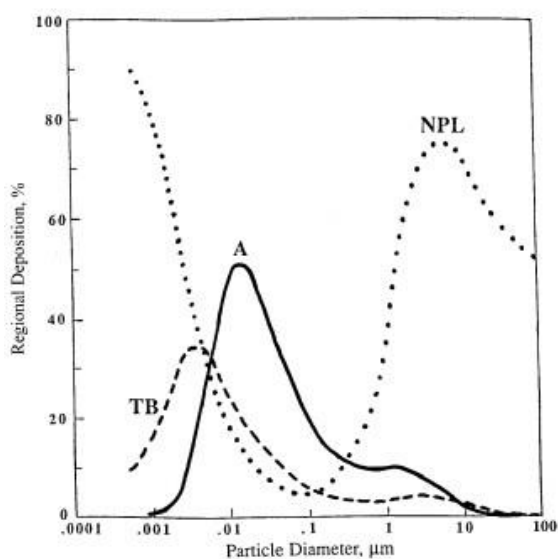
legt voor benzeen een richtwaarde van $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een interventiewaarde van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ op. Voor acetaldehyde en formaldehyde gelden richtwaardes van respectievelijk $4600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor toluen geldt een richtwaarde van $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3 Gezondheidseffecten van fijn stof en houtrook

De blootstelling aan fijn stof wordt gelinkt aan meerdere gezondheidsproblemen zoals negatieve respiratoire effecten, een verhoogde kans op mortaliteit, toegenomen medicijngebruik, een toename van het aantal geregistreerde hospitalisaties en cardiovasculaire effecten (dit zowel op korte termijn als lange termijn) (Colles et al., 2011b) (Sigsgaard et al., 2015) (Dockery et al., 1993) (Naeher et al., 2007).

De verhoogde blootstelling aan fijn stof afkomstig van houtverbranding wordt bovendien ook geassocieerd met een lager geboortegewicht bij zuigelingen (Dadvand et al., 2013) maar dit verband werd niet aangetoond in een andere studie waarbij houtverbranding dan weer wel werd geassocieerd met een toename van het aantal vroeggeboortes (Wilhelm et al., 2012).

Fijn stof komt het menselijk lichaam het eerst binnen via de ademhaling. De deeltjes in “coarse mode” zullen zich vooral afzetten in de thoracale (in het geval van kleinere deeltjes in “coarse mode”) en extrathoracale regio (in het geval van grotere deeltjes) (Maroni et al., 1995). Van alle fijn stof fracties wordt aan UFP-stof de grootste impact op de menselijke gezondheid toegekend en kan het bovendien neurologische problemen veroorzaken (Oberdörster, 2000).



Fractional Deposition Nose Breathing
A = Alveolar; TB = Tracheo-bronchial; NPL = Nasal, Pharynx, Larynx

Figuur 10: aerodynamische diameter fijn stof en opname in het menselijk lichaam (Oberdörster, 2000)

Rook afkomstig van houtverbranding heeft niet te onderschatten gezondheidseffecten. Zo veroorzaakt het Chronic Obstructive Pulmonary Disease (COPD), longkanker, chronische bronchitis, ontstekingen aan de onderste luchtwegen (Naeher et al., 2007) en emphysema (Baird and Cann, 2012). Bovendien bleek uit onderzoek in Seattle dat vooral kinderen (1-5 jaar) uit een buurt met significant meer houtverbranding statistisch significant meer last hadden van symptomen zoals een piepende ademhaling in vergelijking met leeftijdsgenoten afkomstig van een buurt met weinig residentiële houtverwarming (Browning et al., 1990). Bij volwassenen was er dan weer geen statistisch significant verschil tussen beide groepen (Browning et al., 1990). Ander onderzoek wees dan weer uit dat ook ouderen een risicogroep vormen en meer vatbaar zijn voor de negatieve gezondheidseffecten gelieerd aan fijn stof (Pope, 2000).

Een verhoogde blootstelling aan black carbon bij schoolkinderen tussen de 6 en 12 jaar in Vlaanderen leidde tot een toename van de fractie uitgedemd stikstofoxide, een afname van het pH-gehalte van het uitgedemd condensaat (EBC) wat op zijn beurt een maat is ontstekingen aan de luchtwegen (De Prins et al., 2014) en een verhoging van het interleukine Il-1 β dat wordt aangemaakt door epitheliacellen en macrofagen en eveneens geassocieerd is met ontstekingen aan de luchtwegen (De Prins et al., 2014).

Fijn stof heeft bovendien negatieve effecten voor de HRV (heart rate variability) en leidt tot een toename van zowel het C-reactive proteïne (gebruikt als tracer voor ontstekingen) als het aantal monocytten in het bloed (Pope et al., 2003).

De alveolaire depositie van UFP-stof met een diameter van minder dan 100 nm neemt af naarmate men activiteiten ontplooit die fysiek inspannend zijn. Dit staat in schril contrast met de bronchiolaire depositie van UFP-stof die toeneemt bij deze laatste (Semmler-Behnke et al., 2007). Onderzoek wees uit dat er bij UFP sprake is van een depositie-efficiëntie van meer dan 60% in het menselijk lichaam en dat dit bovendien nog toeneemt bij astma patiënten en inspannende activiteiten (Dockery et al., 1993). UFP slaagt er bovendien in om fagocytose door alveolaire macrofagen te vermijden waardoor het dieper in het menselijk lichaam kan dringen (Oberdörster, 2000) (Sioutas et al., 2005) en voor schade aan de mitochondriën zorgt (Sioutas et al., 2005). Een toename van UFP-stof leidt bovendien tot een toename van de systolische bloeddruk (Pieters et al., 2015).

In Australië en de Verenigde Staten werd de impact op de gezondheid nagegaan van de omschakeling van brandstof en de vervanging van oudere houtkachels door nieuwere,

efficiëntere types. De omschakeling en afname van het PM_{2,5} per 5 µg/m³ in de omgevingslucht leidde in de Verenigde Staten tot een afname van het aantal gerapporteerde griepgevallen (52%), verkoudheden (25%), keelontstekingen (45%) en bronchitis (55%) (Noonan et al., 2012b). In Tasmanië werd dan weer een afname van het aantal sterftegevallen vastgesteld te wijten aan respiratoire (28%) en cardiovasculaire aandoeningen (18%) bij de mannelijke populatie (Johnston et al., 2012).

Stressoren van fijn stof die worden aangetroffen in het menselijk lichaam zijn ondermeer cytokines die een maatstaaf zijn voor ontstekingsreacties in het menselijk lichaam en kunnen worden aangetroffen in gecondenseerde ademhalingslucht en cotinine (Semmens et al., 2015) dewelke een gekend metaboliet is van nicotine.

Zowel kortstondige als langdurige blootstelling aan houtrook worden geassocieerd met negatieve gezondheidseffecten (Naeher et al., 2007).

4 Het onderzoek

Het idee om de invloed van fijn stof afkomstig van houtkachels te onderzoeken op de binnenhuiskwaliteit ontstond reeds in het vorig academiejaar. Het is een item dat nog niet in detail is onderzocht in Vlaanderen maar wel van belang is aangezien meer dan 1 op 4 huishoudens in Vlaanderen gebruik maakt van houtverbranding.

De literatuurstudie geeft aan dat in dit onderzoek verder wordt gekeken dan zuiver de bijdrage van fijn stof door houtverwarming aan de binnenhuiskwaliteit in te schatten. Niet enkel is het nodig om de andere bronnen van fijn stof te identificeren en, waar nodig, te controleren maar ook andere factoren zijn van belang. Een voorbeeld van deze factoren zijn de bouw- en warmtevraag van de woning met inbegrip van de ruimtelijk indeling en bouwkenmerken, omgevingsfactoren zoals de afstand tot drukke wegen, de atmosferische stabiliteit, de aanwezigheid van andere bronnen van fijn stof en het gedrag van de bewoners.

In het meetplan werd getracht om op basis van de bestaande literatuur een inschatting te maken welke factoren van belang waren voor het onderzoek en of er ruimte was voor manipulatie van deze factoren om ruis en “confounding” te vermijden en de betrouwbaarheid en validiteit van het onderzoek te verhogen.

Na enkele proefmetingen werd duidelijk dat er aanpassingen dienden te gebeuren aan deze opzet. Tijdens de metingen zelf bleek de elektronica weinig of geen invloed te hebben op de vastgestelde concentraties in de binnenlucht. Hoewel “air exchange capacity” een waardevolle parameter is waaruit belangrijke conclusies konden worden getrokken en de “decay rate” van de partikels kan worden gemeten behoeft deze parameter aparte metingen met een tracergas om de exacte “air exchange capacity” te meten. Voor dit soort toepassingen wordt meestal gebruik gemaakt van SF₆ of zwavelhexafluoride.

De reden waarom hier niet voor is gekozen is omdat dit budgetmatig niet mogelijk was. Er bestaat echter wel een alternatieve techniek die binnen de mogelijkheden van dit onderzoek viel en waarbij gebruik kon worden gemaakt van een CO₂-meter maar dit vereiste bijkomende metingen met een CO₂ bron in de woningen en de metingen dienden onbemand uitgevoerd te worden (Cui et al., 2015). Om de huishoudens die participeren niet extra te belasten werd beslist om deze piste niet verder te onderzoeken. Bij de metingen werd wel minimale ventilatie bekomen door alle ramen en deuren tijdens het onderzoek gesloten te houden. Deze laatste heeft immers een significante impact op de luchtverversingssnelheid (Wallace, 1996)

die zal afnemen. Hoewel sommige leveranciers van houtkachels wel degelijk adviseren om te stoken met een open raam gebeurt dit in de praktijk bij mensen slechts zeer zelden. Om deze praktijk te toetsen werd daarom besloten om te stoken met gesloten ramen en deuren.

De aanwezigheid en gebruik van luchtverfrissers is vooral belangrijk indien er simultaan VOS-metingen worden uitgevoerd. Vele luchtverfrissers maken gebruik van gevaarlijke stoffen die bij analyse kunnen worden gedetecteerd door de gevoelige laboratoriumapparatuur. Een voorbeeld hiervan is het gebruik van terpenen bij luchtverfrissers die inderdaad geregeld worden gemeten bij onderzoek (Stranger et al., 2012).

Wat evenmin binnen werd gemeten maar wel interessant is voor de binnenhuismilieukwaliteit is het gehalte aan aldehyden en cresolen binnenshuis. Ondanks de meerwaarde moest deze piste omwille van budgettaire redenen worden verlaten. Een ander voorstel om PAK's te meten met behulp van thermische desorptiebuisjes werd niet uitgevoerd omdat de meetduur, in verhouding tot de mogelijk aanwezige concentraties, hiervoor te beperkt was en deze meetmethode niet op commerciële basis werd aangeboden.

Omdat een van de onderzoeksvragen net het vergelijken van verschillende types van kachels tracht te beantwoorden was er nood aan een uniformisatie van het stookproces om een degelijke vergelijking tussen de woningen onderling en de kachels mogelijk te maken.

Als scenario werd ervoor gekozen om een variant van het omgekeerd (of Zwitsers) stoken te gebruiken bij iedere meting. Hiervoor werden twee stukken den parallel in de lengteligging van de kachel, open haard of inbouw cassette gelegd waarop een eerste rij aanmaakhout (eveneens dennenhout) werd geplaatst. Bovenop deze rij hout komen 4 natuurlijke aanmaakblokjes te liggen waarop nog eens een rij aanmaakhout werd gelegd. Het hout werd aangestoken met lucifers. In onderstaande figuur wordt weergegeven hoe de houtverbrandingsinstallaties standaard werden aangestoken. Hiervoor werd steeds enkel

dennenhout gebruikt, indien het verbrandingsproces voldoende ver was gevorderd werd ook eikenhout gebruikt. Figuur 11 biedt een impressie van de meetopstelling.



Figuur 11: voorbeeld van de standaard meetopstelling bij het opstarten van de metingen

De kacheldeur werd bij de opstart ongeveer 5 minuten open gelaten. De stookcyclus met de kachel in werking duurde ongeveer 2 uur en 20 minuten. Hierbij werd ongeveer 5 kg hout (inclusief het aanmaakhout) verbruikt met uitzondering van de open haard waar het verbruik ongeveer het dubbele bedroeg. Tijdens bijvullingen werd de kacheldeur eerst licht geopend om de druk te behouden en vervolgens werd de deur helemaal geopend om bij te vullen. Een uitzondering hierop zijn de metingen van de VITO waarbij door de VMM expliciet werd gevraagd om niet tussenbeide te komen in het stookproces. De laatste meting bij respondent BK werd op uitdrukkelijke vraag van de bewoner eveneens uitgevoerd door de respondent zelf met een andere aansteekwijze en type hout (beuk). Er werd niet gewerkt met vaste tijdsintervallen om hout bij te laden omdat dit sterk afhankelijk is van het rendement van de houtverbrandingsinstallatie in kwestie.

Niet onbelangrijk is dat een deel van het hout dat werd gebruikt bij de metingen vochtig is geraakt omdat het zeil, waaronder de houtblokken lagen, was weggewaaid. Zowel het dennenhout als het eikenhout had wel een droogtijd van minimum 2 jaar. Er werd gebruik gemaakt van grove den (*pinus sylvestris*) en eik (*quercus robur*). Beide boomsoorten waren

afkomstig van hetzelfde perceel grond (spodosol grond). De stukken eik hadden een gemiddelde diameter van 3 tot 4 cm en de stukken den waren gekleefd met een dikte tussen de 7 en 10 cm. De aanmaakblokjes werden aangekocht in een doe het zelfzaak.

4.1 Meetplaatsen

Van tevoren werden voor de participanten vooral mensen uit de eigen familie- en kennissenkring gezocht. Twee metingen vonden plaats in Dessel simultaan met emissiemetingen die werden uitgevoerd door de VITO. Jammergenoeg lieten omstandigheden het niet toe om meer metingen uit te voeren bij de participanten van de meetcampagne van de VITO. Alle meetpunten (op Dessel na) situeerden zich in de stedelijke omgeving rond Antwerpen op maximum 25 km van het stadscentrum en maximum 10 kilometer van een meetstation van de VMM. 3 meetpunten beschikten over moderne houtverbrandingsvoorzieningen met een energetisch rendement van meer dan 75% (twee inbouwcassettes en één kachel met speksteenelementen), 3 meetpunten waren uitgerust met een houtverbrandingsinstallatie die op twee punten lucht aanzuigt en als laatste meetpunt werd gekozen voor een woning met een antieke open haard. De metingen werden uitgevoerd in de periode december 2015-maart 2016. Aangezien de sampling niet ad-random gebeurde werd geen correctie toegepast op de F-testen van de ANOVA-resultaten.

4.2 Materiaal & Methoden

In de thesis worden een 4-tal onderzoeksvragen beantwoord. Voor een onderzoek is dit behoorlijk veel. Aangezien er zowel onderzoek wordt uitgevoerd naar fijn stof (onderzoeksvragen 1,2 en 4) als vluchtige organische stoffen (onderzoeksvraag 3) werden hiervoor verschillende meettoestellen gebruikt. In het onderzoek werd gebruik gemaakt van een TSI P-Trak (ultrafijn stof) voor het beantwoorden van de 1^{ste} onderzoeksvraag (is het gehalte aan ultrafijn stof significant hoger bij houtverbranding in vergelijking met blanco metingen). De TSI Dusttrak (bemonstering PM_{2,5} via impactor) werd gebruikt voor het beantwoorden van de andere onderzoeksvragen rond fijn stof (uitgezonderd de onderzoeksvraag rond het UFP-stof). De P-Trak en Dusttrak werden voor iedere meting blanco gekalibreerd maar werden niet gekalibreerd met het referentiestof. De meters werden op een afstand van 1,5 m van de houtverbrandingsinstallatie in kwestie geplaatst.

Om onderzoeksvraag 3 te beantwoorden werd gebruik gemaakt van luchtpompen waarbij de binnenlucht werd geadsorbeerd op actief kool (geschikt voor de lichtere vluchtige componenten en Tenax TA® (veelal gebruikt voor iets zwaardere componenten en SVOC). Onderzoeksvraag 3 is de enige meetmethodiek die geen gebruik maakt van real-time metingen. Er werden twee stalen bemonsterd via luchtpompen (Gilair plus/ Gilair 5) op actief kool (SKC-226-01) bij een flow van 1l/minuut die daarna worden geanalyseerd door een laboratorium (LAMH) van de KUL. Deze metingen vonden plaats met de houtkachel in werking.

Tevens werd gebruik gemaakt van een VOS- analyse via thermische desorptie en analyse via GC-MS om verschillen in aangetroffen concentraties te meten tussen woningen met operationele houtverwarming en woningen met de houtverwarming buiten werking (bij deze laatste zal rekening worden gehouden met de halfwaardetijd van de typische componenten om uit te sluiten dat aangetroffen waarden nog aanwezig zijn van een voorgaand stookproces).

Bij deze techniek wordt gebruik gemaakt van dezelfde pompen maar werd een lagere flow (200 cc/minuut) ingesteld om doorslag van het Tenax® TA (dat werd gebruikt als adsorptiemedium) te vermijden. De Tenax® TA buisjes werden tevoren geconditioneerd en daarna in een desiccator geplaatst. De Tenax® TA buisjes van Camsco werden geleverd door Interscience. Na staalname werden de buisjes in aluminiumfolie omwikkeld en in een diepvries geplaatst in afwachting van de verdere analyse. De capslock werden handvast gedraaid om beschadiging van de teflon ferrules te vermijden. Van de geconditioneerde desorptiebuisjes werd één buisje afzijdig gehouden om later te gebruiken als blanco buisje.

Het voordeel van actief kool ten opzichte van Tenax TA® is de densiteit van het adsorptiemedium (de inwendige oppervlakte van actief kool is veel groter dan dat van Tenax TA®). Daar tegenover staat dat thermische desorptiebuisjes herbruikbaar zijn en dat Tenax TA® veel beter bestand is tegen hogere temperaturen in vergelijking met actief kool.

Met de gebruikte GC-MS analyse worden standaard een 30-tal componenten gekwantificeerd. De twee gebruikte pompen werden gekalibreerd met een sensidyne gilibrator om de ingestelde flow rate na te gaan en waar nodig bij te stellen.

Het is niet de bedoeling om de twee methoden kwantitatief met elkaar te vergelijken. De bedoeling van het 1^{ste} onderzoek is de bredere scope te benutten om de componenten te kwalificeren die typisch zijn voor houtrook. Bij de 2^{de} meetmethode is het wel degelijk de

bedoeling om de waarden bekomen in de huishoudens onderling kwantitatief te vergelijken met de achtergrondwaarden via eenvoudige student t-tests.

Beide onderzoeken kunnen gebruikt worden om te kijken of er overschrijdingen vallen op te merken voor componenten die zijn opgenomen in het Besluit Vlaams binnenhuisklimaat.

Hoewel deze niet onmiddellijk werden gebruikt voor het oplossen van de onderzoeksvragen werden ook nog een TESTO H175 gebruikt voor de monitoring van temperatuur en luchtvochtigheid gedurende het hele onderzoek (ook vanwege de gevoeligheid van de fijn stof meters voor luchtvochtigheid) en tot slot een VAISALA MI70 CO₂-meter die werd gebruikt om een indicatie van de luchtverversing in de woning in kwestie te verkrijgen.

Hierdoor werden standaard een 5-6 tal meters gebruikt tijdens het onderzoek. Niet iedere meter werd bij elke meting gebruikt. Zo was het initieel de bedoeling om met de PID-meter welbepaalde pieken te kunnen duiden die door de metingen op actief kool en Tenax TA® werden uitgemiddeld.

In onderstaande figuur 12 is een volledige meetopstelling te zien zoals die gebruikt werd tijdens de metingen.

De P-Trak werd nadien horizontaal geplaatst om de goede werking van het toestel te kunnen blijven garanderen. Linksboven de micro-aethalometer die ter beschikking werd gesteld door de VITO met net daarachter maar nauwelijks zichtbaar het glazen buisje met daarin het actief



Figuur 12: meetopstelling meting VITO

kool adsorptiemedium. De VOS-meter werd na dit onderzoek niet meer gebruikt omdat deze werd beïnvloed door het isopropanol van de P-Trak.

De TSI P-Trak wordt gebruikt om de concentratie aan ultrafijn stof te meten. De range varieert tussen 0 en $5 \cdot 10^5$ deeltjes per cm^3 . De meetmethodiek is gebaseerd op het condensatieprincipe waarbij isopropylalcohol wordt gebruikt om de partikels te kwantificeren. De range waartussen de P-Trak deeltjes kan waarnemen varieert tussen 0,02 en 1 μm .

De Dusttrak meet selectief fijn stof door middel van impactoren die manueel kunnen worden gemonteerd. Het toestel meet fijn stof door middel van een diode laser bij een frequentie van 1 Hz. Het toestel kan gekalibreerd worden met behulp van inhaleerbaar Arizona stof conform ISO 12103-1. Het fijn stof wordt aangezogen door middel van een interne pomp bij een constant debiet (Contini et al., 2011). De Dusttrak beschikt eveneens over een voorziening om fijn stof simultaan gravimetrisch te bepalen. Dit helpt om correctiefactoren te bepalen omdat de Dusttrak het gehalte aan fijn stof vaak overschat ten opzichte van, in dat opzicht, meer accurate gravimetrische fijn stof metingen.

Tijdens eerder onderzoek werd voor houtverbranding een interne correctiefactor van 1,65 toegepast tijdens metingen (McNamara et al., 2011). Deze factor werd ook in dit onderzoek gebruikt.

De logging tijd van alle real-time meters werd standaard ingesteld op 1 minuut. Iedere meting leverde dus 180 waarden op. Voor het beantwoorden van de 1^{ste} onderzoeksvraag werd bij analyse door de P-Trak en Dusttrak een onderscheid gemaakt tussen de blanco waarden (40 waarden) en de periode met houtverbranding in werking (140 waarden). Vervolgens werd van beide periodes het gemiddelde genomen en werden deze geanalyseerd. De metingen uitgevoerd met de Dusttrak werden gecorrigeerd door de wood correction factor van McNamara.

Voor het beantwoorden van de vraag of er verschillen zijn in de waargenomen concentraties aan fijn stof binnenshuis tussen de verschillende types van houtverbranding werden alle waarden (180 waarden) per meting mee in beschouwing genomen en werd van elke meting het gemiddelde genomen. Vervolgens werden deze gemiddeldes gegroepeerd per type van houtverbrandingsinstallatie op basis van het energetisch rendement en werden deze statistisch geanalyseerd via ANOVA. Er werd ook een prognose gemaakt door de blanco waarden bij

de analyse achterwege te houden en op basis van resterende 140 waarden een gemiddelde te nemen.

Bij de derde onderzoeksvraag werd gewerkt met totalen. De resultaten van de analyses van het actief kool werden kant en klaar door het laboratorium bezorgd. De metingen op Tenax TA® werden berekend door de waarden bekomen na de analyse (deze waarden werden aangeleverd in ng) te verminderen met het blanco buisje, vervolgens om te zetten naar $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en het bemonsterd volume (meestal tussen de 24l en 28l) om te zetten naar m^3 .

Voor het beantwoorden van de 4^{de} onderzoeksvraag werden de waarden van de VMM (aangeleverd per half uur) vergeleken met deze van de Dusttrak (de waarden gemeten per minuut werden gegroepeerd in blokken van 30 minuten) en vervolgens werd hier het gemiddelde van genomen en ook hier de wood correction factor toegepast op de data van de Dusttrak. Tot slot werden de waarden van de VMM en de Dusttrak onderling vergeleken.

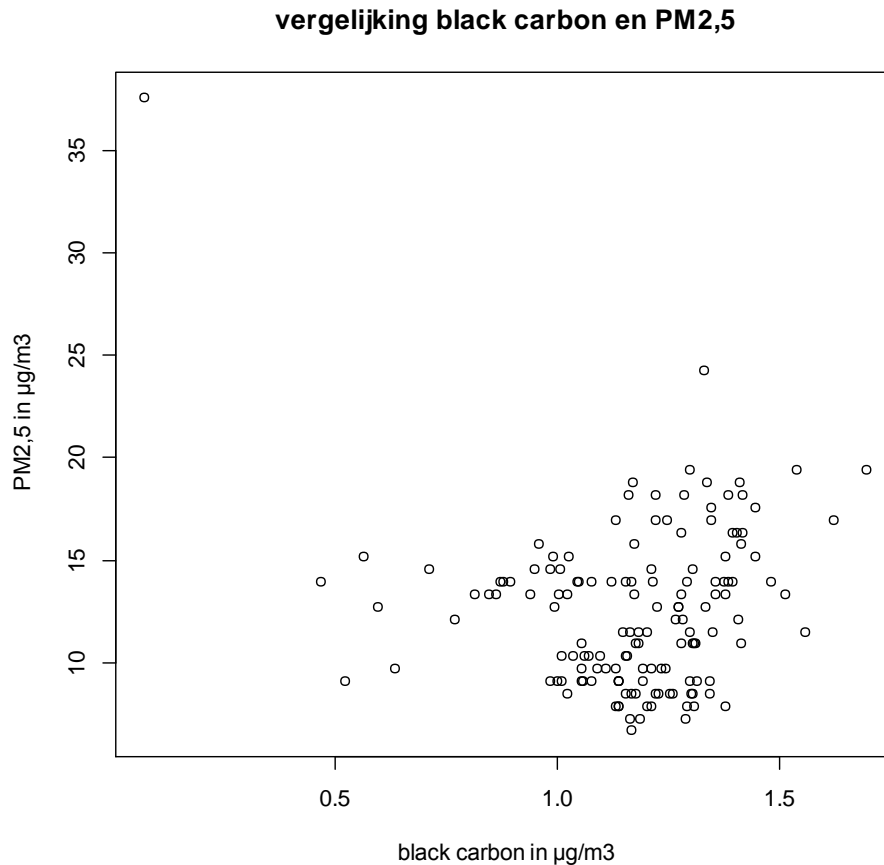
4.3 Resultaten en discussie

4.3.1 Uitgevoerde black carbon metingen in samenwerking met de VITO

De micro-aethalometer die door de VITO ter beschikking werd gesteld werd gebruikt om indicatief na te gaan hoe de concentraties aan black carbon zich verhouden tot de waargenomen $\text{PM}_{2,5}$ concentratie binnenshuis. Hiervoor werd een correlatieonderzoek uitgevoerd.

4.3.1.1 Resultaten

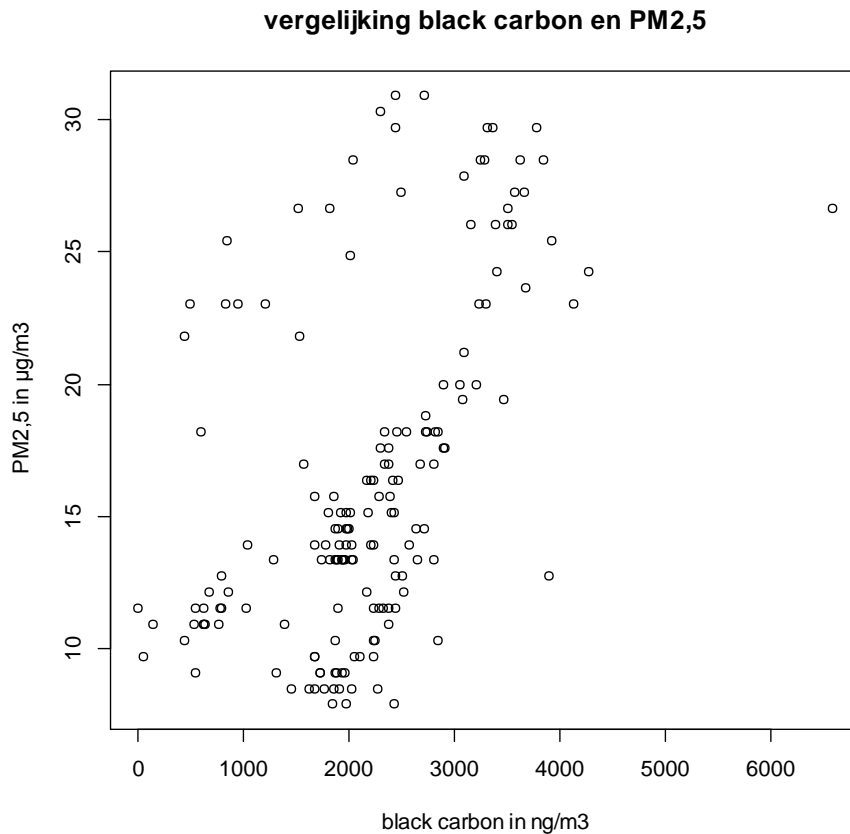
Onderstaande figuur 13 is een scatterplot van de waarden die werden bekomen na analyse van de Dusttrak (uitgedrukt als $\text{PM}_{2,5}$ op de Y-as) en de micro-aethalometer van de VITO (weergegeven door de afkorting Black Carbon op de X-as). Zowel de X-as als de Y-as geven de concentratie weer in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figuur 13: vergelijking black carbon en PM_{2,5} gemeten op 10 december 2015

Ook voor de meting de dag ervoor werd dezelfde manier van werken gebruikt (alle data van de micro-aethalometer boven 0 gebracht met dezelfde toeslag (elke waarde werd vermeerderd met 279 ng) als de meting van 10 december 2015. Bij deze meting werd er op aanraden van de VITO gewerkt met data vanaf 10u00 's morgens omdat de data van voor dit tijdstip een grillig patroon vertoonden. In tegenstelling tot de dag erna waren beide datasets dit keer wel normaal verdeeld (W- waarde van 0,90662 en een p-waarde van $7.462 \cdot 10^{-9}$ voor het black carbon en een W-waarde van 0,96092 en een p-waarde van 0.0001184 voor de dataset van het PM_{2,5} na het uitvoeren van een Shapiro Wilks test). Voor de meting op 9 december 2015 werd een pearson correlatie test uitgevoerd. Deze leverde een correlatie van 0.53 op met een p-waarde van $2,525 \cdot 10^{-13}$ en een betrouwbaarheidsinterval tussen 0.41 en 0.63.

In figuur 14 is duidelijk waar te nemen dat concentraties aan black carbon hoger liggen dan in het vorige scatterplot. Ook hier zijn de concentraties gemeten door de Dusttrak weergegeven in µg/m³ op de Y-as en de concentraties aan black carbon in ng/m³ (weergegeven op de X-as)



Figuur 14: scatterplot Black Carbon-PM_{2,5} gemeten op 9 december 2015

4.3.1.2 Discussie

Hoewel de correlatie tussen de twee meettoestellen (Dustrak en micro-aethalometer) op 9 december 2015 redelijk is komt dit niet terug in de analyse van de metingen die de dag nadien zijn uitgevoerd. Zoals eerder besproken is brown carbon een betere graadmeter voor de aanwezigheid van fijn stof afkomstig van de verbranding van biomassa dan black carbon. Het kan interessant zijn om hier in de toekomst verder onderzoek naar te doen door het gebruik van MAAP-meters.

Bijkomend aandachtspunt is dat dit meetpunt gekozen werd door de VMM omwille van zijn landelijke ligging. Door werken in Dessel werd het verkeer omgeleid net langs de straat waar deze metingen plaatsvonden. Onder dit verkeer zat een significant aandeel aan vrachtverkeer wat de metingen kan hebben beïnvloed. Een bijkomend element is dat de rookgassen van de inbouwcasette voor het onderzoek kunstmatig werden aangezogen en terug werden geloosd op grondniveau wat eveneens de omgevingskwaliteit plaatselijk kan hebben beïnvloed.

4.3.2 De analyse van de ultra fijn stof concentraties met houtverbranding in werking

Een van de onderzoeksvragen was of er een statistisch significant verschil was tussen de gemeten ultrafijn stof concentraties met de houtkachel buiten werking en de concentraties met de houtkachel in bedrijf. Om dit te berekenen werd het gemiddelde genomen van de waarden die werden gemeten tijdens de blanco metingen (40-tal minuten) en het gemiddelde van de meetresultaten met de houtkachel in werking (2 uur en 20 minuten). Vervolgens werden deze gemiddelde waarden statistisch vergeleken met een student t-test. Aangezien de data gepaard is werd niet overgegaan tot het uitvoeren van een Levene test voor het onderzoeken van eventuele homogeniteit van variantie.

4.3.2.1 Resultaten

In tabel 1 wordt een overzicht gegeven van de gemiddelde waarden. Deze waarden geven het gemiddelde aantal UFP- deeltjes weer per cm^3 gemeten door de P-Trak over de desbetreffende periode (blanco vs houtverbranding in werking).

Tabel 1: resultaten ultrafijnstof metingen

meetplaats	blanco	houtkachel in werking
VITO	7233	8917
VITO2	2554	9786
MA1	5356	3457
MA2	19790	6209
MA3	10986	8376
KK1	2190	7816
PK1	8330	19834
KK2	6340	16117
EL	34700	34757
MA4	2924	2080
PK2	4657	6097
NW2	6785	7189
KK3	9414	16483
EL2	14699	13802
BC2	5155	25373

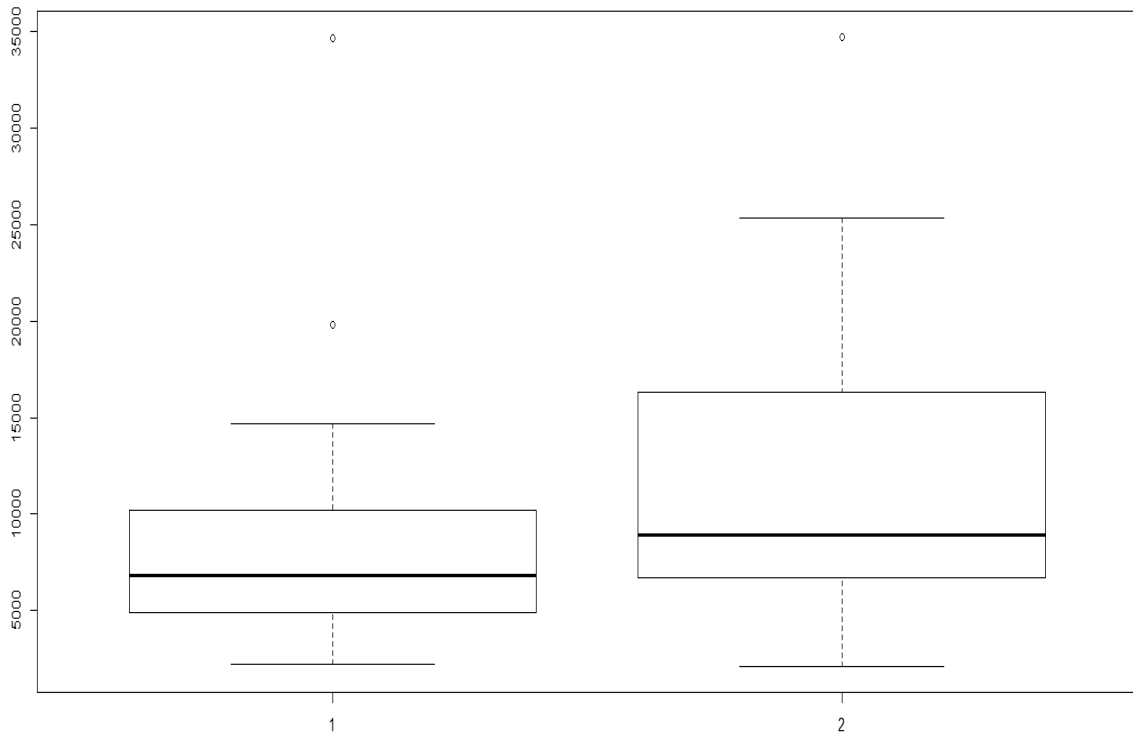
Er zijn meer waarden beschikbaar voor UFP dan voor $\text{PM}_{2.5}$. Dit ligt aan het feit dat er bij het uploaden van de data van de meter zelf naar de computer een 4-tal metingen is verloren gegaan. Ook bij de P-Trak zijn er metingen verloren gegaan omdat er problemen waren met

de “logging” periode en de meter na 3 uur bleef doorlopen. Er werd manueel getracht om deze meter vervolgens handmatig af te zetten maar hierdoor zijn er twee datasets verloren gegaan.

Gelet op de grote spreiding van de resultaten werd de data eerst omgezet door de originele waarden logaritmisch om te zetten met het grondtal 10. De data van de houtkachel in werking werden verminderd met de blanco metingen. Van de waarden bekomen uit de voorgaande functie werd vervolgens de normaliteit onderzocht. Uit deze test bleken geen problemen met normaliteit (W-waarde van 0,97 en p-waarde van 0,868). Tenslotte werd er via een student t-test gekeken of de concentraties met de houtkachel in werking hoger lagen dan de blanco metingen. Hiervoor werd de alternatieve hypothese eenzijdig opgesteld.

Uit de resultaten (t waarde van 1,6327 en p-waarde van 0,0624) bleek dat de 0-hypothese (niet) niet verworpen kon worden. De kans op een type II-fout valt met de bekomen resultaten echter wel niet uit te sluiten.

In onderstaande vergelijking in figuur 15 werd de data niet logaritmisch omgezet. Als alternatief scenario werd van iedere meting de gemiddelde waarde (gemeten per minuut) van de houtverbranding in werking verminderd met het gemiddelde van alle blanco waarden per meting. Deze bewerking levert wel problemen op met de normaliteit van beide datasets (W-waardes van 0.754 voor de blanco-waardes en 0.883 voor de metingen met de kachel in werking). Hierdoor werd een wilcoxon rank sum test uitgevoerd waaruit ook hier de 0-hypothese niet verworpen kon worden (p-waarde van 0,0938).



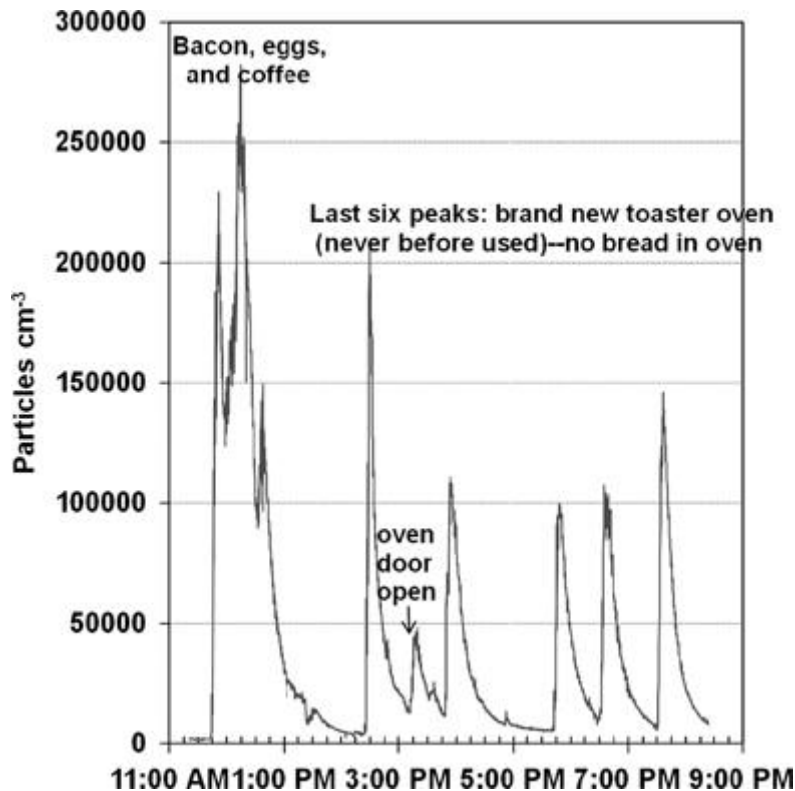
Figuur 15: boxplots ultrafijn stof: links de blanco metingen en rechts de metingen met de kachel in werking

Aldus kan besloten worden dat houtverbranding in ons onderzoek de binnenshuis concentraties aan ultrafijnstof niet statistisch significant verhoogt.

4.3.2.2 Discussie

Uit de eerdere analyse valt op dat er bij één respondent maar liefst 4 maal een blanco waarde is gemeten waarbij deze iedere maal hoger lag dan de gemiddelde waarde met de houtverbranding in werking. De reden hiervoor is dat in dit meetpunt geen ruimtelijke scheiding was tussen de keuken en de living (waar de meetopstelling stond). Hoewel de dampkap wel degelijk werd ingeschakeld bleek dat koken in deze woning een prominente bron was van UFP dewelke het effect van de houtverbranding voor een deel teniet deed. Koken blijkt dus, ondanks de maatregel om tussen het koken en de blanco meting minstens een uur tussen te laten, eveneens een prominente bron van ultrafijn stof.

In figuur 16 wordt de invloed van koken op de waargenomen ultrafijn stof concentraties binnenshuis duidelijk weergegeven. De waarden zijn zelfs hoger dan de concentraties aan ultrafijn stof die werden waargenomen bij het stoken binnenshuis in Denemarken (Carvalho et al., 2013).

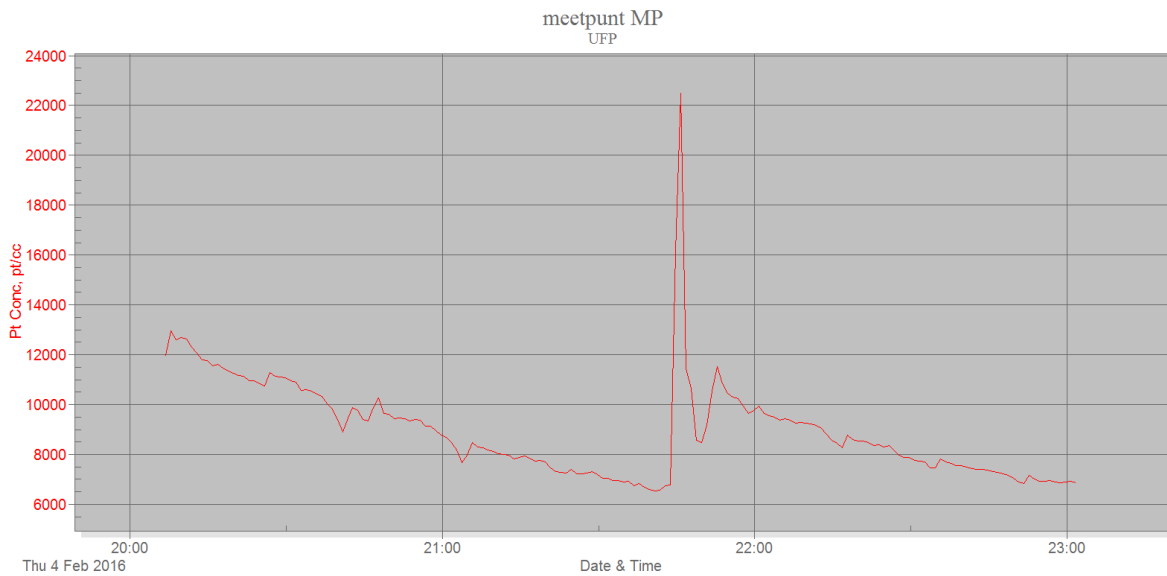


Figuur 16: de invloed van koken op de concentratie aan ultrafijn stof binnenshuis (Wallace et al, 2011).

Eveneens verrassend is dat op het meetpunt met de open haard de resultaten met de open haard in werking lager uitvallen dan de blanco meting. Deze blanco meting is bovendien erg hoog (een gemiddelde van bijna 35000 deeltjes per cm^3). De oorzaak van deze hoge concentraties blijft onbekend maar vermoedelijk werden zij veroorzaakt door de brander van de stookolieketel of/en de vorming van secundair fijn stof door het gebruik van poetsproducten (een combinatie van de twee factoren is evenmin uitgesloten) (Long et al., 2000) wat verklaard werd door erg hoge concentraties aan limoneen die werden teruggevonden bij de metingen waarop later wordt teruggekomen bij onderzoeksvraag 3. Het is bekend dat de reactie van ozon met terpenen kan bijdragen tot de vorming van secundair fijn stof (He et al., 2004).

Een ander punt is dat piekwaarden van ultrafijn stof veel sneller terug een soort van achtergrondconcentratie bereiken. Dit is bij $\text{PM}_{2,5}$ veel minder het geval. In onze studie is gemeten met gemiddelde waarden waardoor men net deze pieken gaat uitmiddelen. Men kan zich dan ook de vraag stellen of het vergelijken van gemiddelde waarden wel een goede graadmeter is bij statistisch onderzoek naar UFP. In figuur 17 wordt dit duidelijk. De piekwaarde van rond de 22000 partikels per cm^3 bereikt na een 5-tal minuten reeds een concentratie van 8100 deeltjes per cm^3 . Dit wijst erop dat de verdunning zeer snel plaats vindt

en dat de bron zich in de omgeving situeert van de P-Trak. Ongetwijfeld spelen 3 dimensionale verdunning en (Brownse) coagulatie hier een grote rol



Figuur 17: meting van UFP met visuele weergave van piekwaarden

4.3.3 De gemeten fijn stof concentraties uitgedrukt in $PM_{2,5}$ met houtverbranding in werking

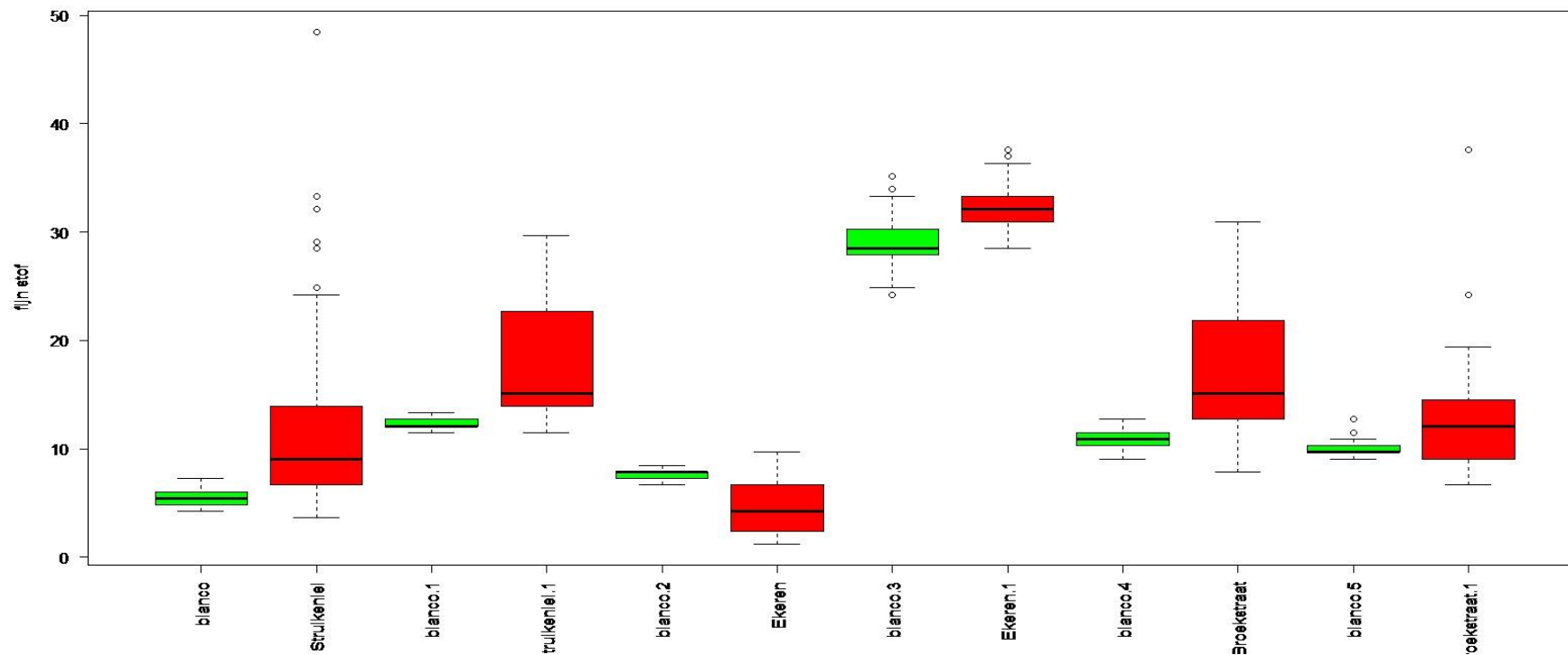
Niet enkel het gehalte aan UFP werd onderzocht maar er werd ook getoetst of het gebruik van houtverbranding een statistisch significante impact had op de gemeten fijn stof concentraties uitgedrukt in $PM_{2,5}$. Sommige onderzoeken vonden een hoge correlatie tussen UFP en $PM_{2,5}$. Het lijkt dus billijk om aan te nemen dat ook ditmaal de 0-hypothese niet verworpen zal worden maar is dit ook zo?

4.3.3.1 Resultaten

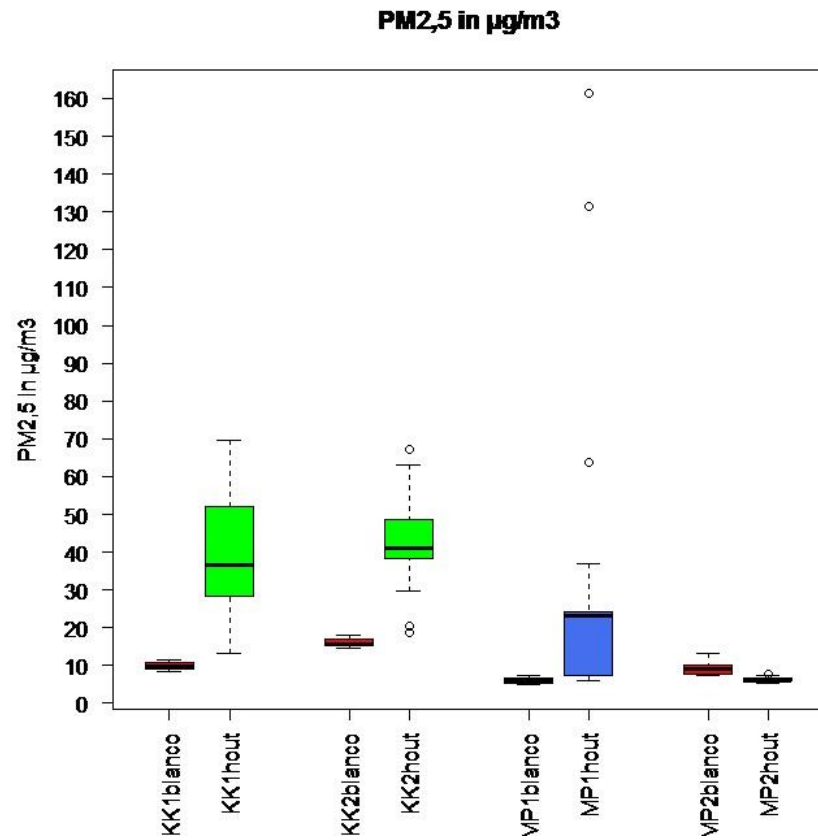
Om de analyses mogelijk te maken werden de blanco waarden (gemeten gedurende 40 minuten) afgetrokken van de gemiddelde gemeten waarden met de kachel in werking (gemeten gedurende 2 uur en 20 minuten) per meting.

Deze data werd vervolgens getest op normaliteit. Uit de shapiro test (W-waarde van 0,694 en p-waarde van 0,0003) bleek dat de data niet normaal verdeeld was. Uit de uitgevoerde analyse door middel van een wilcox rang sum test (p-waarde van 0,008) bleek dat de 0-hypothese in dit geval wel verworpen kon worden ten voordele van de eenzijdig opgestelde alternatieve hypothese (de gemiddelde waarden uitgedrukt in $PM_{2,5}$ met de kachels in werking liggen hoger dan de gemiddelde waarden met de kachels buiten gebruik).

Onderstaand een visuele weergave van de boxplots van de verschillende metingen die zijn uitgevoerd. De groene boxplots zijn de blanco metingen en de rode boxplots zijn de metingen met de houtverbrandingsinstallatie in werking. Het gehalte aan fijn stof ($PM_{2,5}$) is uitgedrukt in $\mu g/m^3$. De wood correction factor van McNamara is reeds toegepast op de data. Uit de analyse blijkt 1) dat de jaargrenswaarde voor fijn stof uitgedrukt in $PM_{2,5}$ vaak wordt overschreden maar dat soms al gebeurt bij de blanco metingen en 2) dat de resultaten bij de metingen met de installatie in werking in de meeste gevallen hoger liggen dan de blanco metingen.

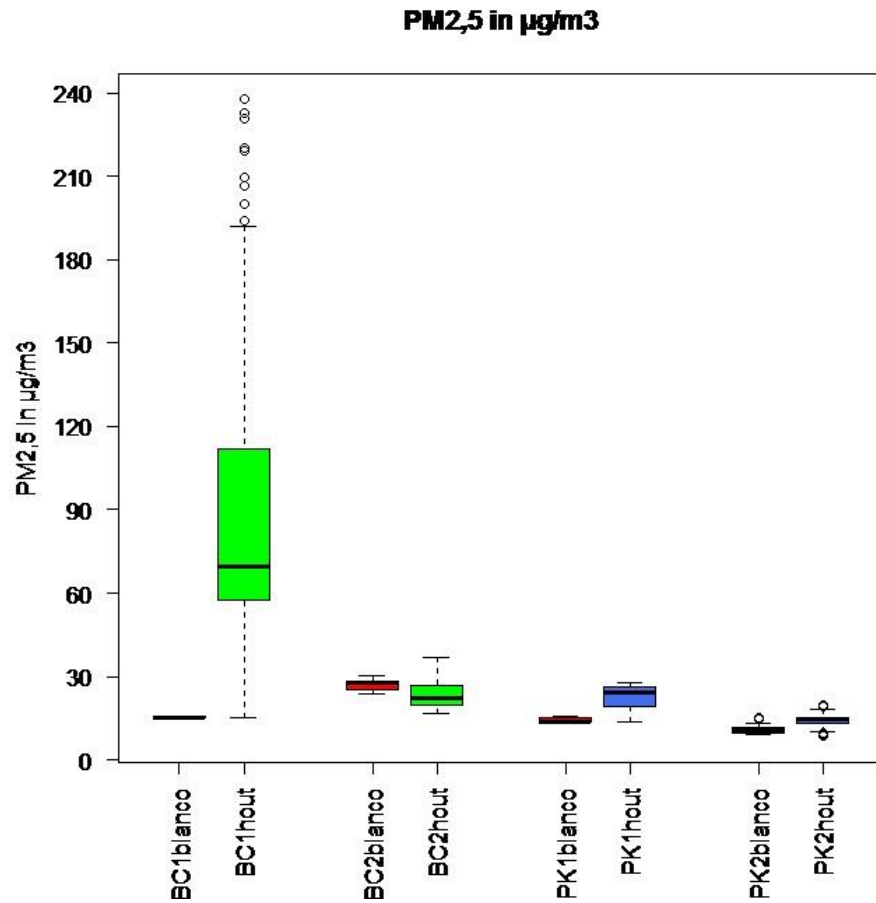


Figuur 18: gepaarde boxplots meetpunten $PM_{2,5}$ Schoten, Ekeren en Dessel



Figuur 19: fijn stof metingen uitgevoerd in de gemeente Brecht

In figuur 19 links vindt men de boxplot terug van de metingen die werden uitgevoerd in de gemeente Brecht. Beide meetpunten lagen slechts op een korte afstand van elkaar. Hier valt op dat de achtergrondconcentraties bij alle 4 de metingen relatief laag liggen en dat er ook tussen de 2 meetpunten grote verschillen zijn inzake waargenomen PM_{2,5} concentraties binnenshuis.



Figuur 20: metingen Brasschaat in het groen, metingen Schoten in het blauw

In figuur 20 wordt dan weer een overzicht gegeven van de fijn stof metingen die zijn uitgevoerd bij meetpunten BC (Brasschaat) en PK (Schoten). Beide meetpunten hebben een houtkachel met een rendement van meer dan 75%. Zoals duidelijk blijkt uit de figuur werden in meetpunt BC1 de hoogste waarden genoteerd van de gehele meetcampagne. Merk hierbij ook het verschil op met de tweede meting die is uitgevoerd op deze locatie.

Het gebruik van kachels heeft dus een statistisch significante bijdrage op de waargenomen binnenshuis $PM_{2,5}$ concentraties. Tijdens de metingen werden geen andere bronnen van fijn stof niet opgemerkt.

4.3.3.2 Discussie

Tijdens de overlegvergadering met de VITO werd gevraagd om zeker ook te meten bij inversie. Echter, tijdens de winterperiode wanneer het mogelijk was om metingen uit te voeren is dit verschijnsel volgens onze informatie niet voorgevallen in de regio waar werd gemeten. Wel werd bij enkele metingen een CO-alarm gegeven door het KMI. Uit navraag blijkt dat het KMI zich hiervoor baseert op de windsnelheid en de stabiliteitsklasse van de atmosfeer. In de praktijk betekent dit ook voor fijn stof verontreiniging dat er bij een Pasquill stabiliteitsklasse F (deze klasse gaat gepaard met de laagste windsnelheid in de avond- en nachtperiode) er een reëel risico is op fijn stof infiltratie vanuit de kachel naar de woonkamer. Hierop wordt later teruggekomen bij de aanbevelingen.

Uit de grafieken blijkt ook duidelijk dat in sommige gevallen de fijn stof concentraties uitgedrukt in $PM_{2,5}$ soms lager liggen dan de blanco waarden. Dit heeft veelal te maken met de wisselwerking tussen dalende omgevingsconcentraties en luchtverversing.

Ook bij metingen bij dezelfde respondenten kunnen soms grote verschillen kunnen waargenomen. Zo bijvoorbeeld bij meetpunt BC. Tijdens de tweede meting werd de kachel gemanipuleerd door een ervaren stoker die vertrouwd was met de installatie. Hierdoor lagen de fijn stof concentraties spectaculair lager dan in de voorgaande meting.

4.3.4 Eventuele verschillen in waargenomen fijn stof concentraties tussen verschillende types van houtverbranding

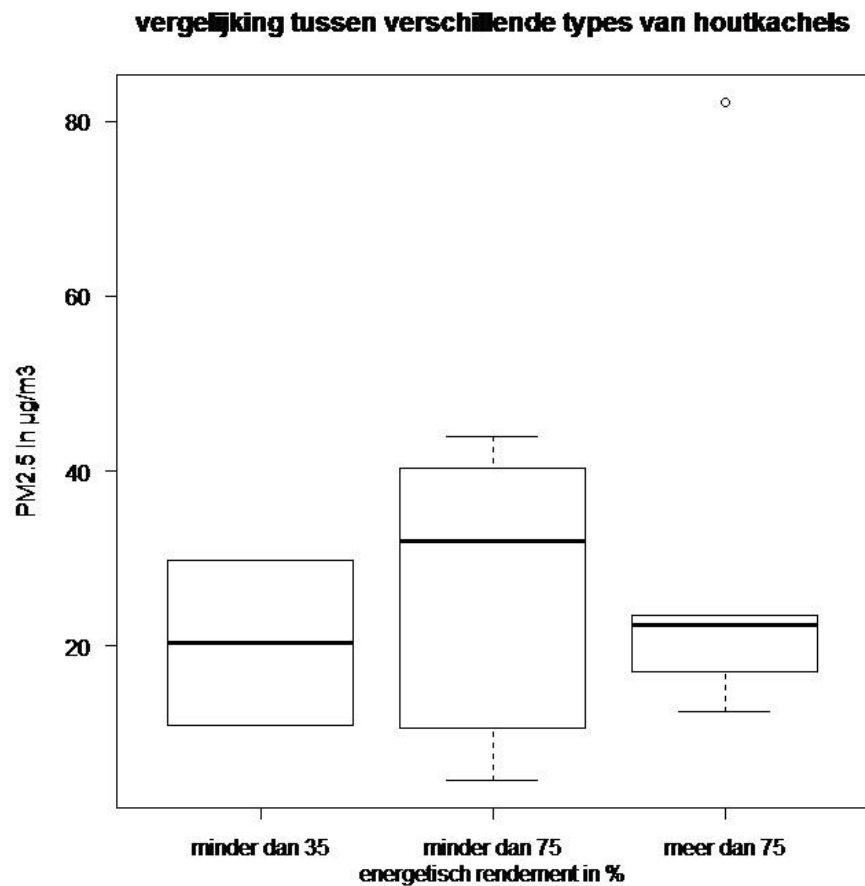
Bij de tweede onderzoeksvraag werd onderzocht of het gehalte aan $PM_{2,5}$ aangetroffen tussen de 3 verschillende types van houtverbranding significant verschild van elkaar. Een dergelijke vergelijking zijn wij in de literatuurstudie niet tegengekomen op enkele uitzonderingen in de VS na. Het ging hier onder andere om een grootschalige vervanging van oudere types van houtkachels door EPA-gecertificeerde houtkachels in het dorp Libby in de Amerikaanse staat Montana. Eén van de zwaktes van mijn onderzoek is de beperkte sample

waarop het onderzoek werd uitgevoerd. Er werden weliswaar zowel 6 metingen uitgevoerd bij zowel houtkachels met een rendement van minimum 75% als bij houtkachels van een rendement van minder dan 75% maar in de woning met de open haard werden slechts 2 metingen uitgevoerd.

4.3.4.1 Resultaten

Om de onderzoeksvraag op te lossen werd gebruik gemaakt van een one-way ANOVA. Deze bleek na het uitvoeren van de Shapiro Wilks-test echter niet normaal verdeeld te zijn (W-waarde van 0,87 en p-waarde van 0,039). De uitgevoerde Kruskal Wallis test kon de 0-hypothese (er is geen verschil tussen de verschillende types van houtverbranding) niet verwerpen (chi-squared waarde van 0,42 en p-waarde van 0,811).

Onderstaande figuur 21 geeft het overzicht met links de open haard, in het midden de houtkachels met een rendement van minder dan 75% en rechts de houtkachels met een rendement van meer dan 75%. De waarden links worden uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figuur 21: boxplots houtverbranding met verschillende rendementen

Indien de gemiddelde blanco-waardes aan $PM_{2,5}$ worden afgetrokken van de gemiddelde waarden met de verschillende vormen van houtverbranding in werking is er eveneens geen aanleiding om de 0-hypothese te verwerpen na het uitvoeren van de Kruskal-Wallis test (chi-squared waarde van 0,21 en p-waarde van 0,900).

4.3.4.2 Discussie

Deze resultaten vergelijken met de data uit de VS lijkt verleidelijk maar hierbij dienen wel enkele kanttekeningen te worden geplaatst. Zo zijn de metingen in de VS gebeurd bij woningen waar men oudere types van kachels gebruikte en vervolgens heeft men deze metingen terug uitgevoerd nadat de types van kachels werden vervangen door efficiëntere systemen zoals bij de studie uitgevoerd door Ward in het Nez Perce reservaat (in onze studie is dit niet het geval maar vergelijken wij de onderlinge respondenten met elkaar). Dit leidde in de studie van Ward tot een verbetering van de luchtkwaliteit binnenshuis bij de meeste (11/16) woningen maar niet bij allemaal. Ook Noonan vond een verbetering van de luchtkwaliteit binnenshuis terug na vervanging van de minder efficiëntere types van houtkachels door EPA-gecertificeerde houtkachels voor 16 van de 21 woningen (Noonan et al., 2012a). In ieder geval was er na de vervanging door efficiëntere houtkachels in Libby een spectaculaire verbetering van de omgevingslucht in de winterperiode (30% minder $PM_{2,5}$) en zelfs een 64% reductie in PAK's tijdens de winterperiode (Ward et al., 2009). In ieder geval dienen efficiëntere types van houtkachels minder bijgevuld te worden waardoor ook het risico aan binnenshuis verontreiniging van fijn stof te wijten aan verkeerde manipulaties bij het bijvullen zal afnemen.

4.3.5 Screening op een beperkte range van vluchtige organische stoffen met houtverbranding in werking

Bij onderzoeksvraag 3 wordt getracht om antwoord te geven wat de belangrijkste gehalten aan VOS zijn die worden aangetroffen bij de binnenshuismetingen en of deze beneden de grenswaarden blijven zoals bepaald in het binnenshuismilieubesluit. Het onderzoek bestaat uit twee delen waarbij het eerste onderzoek de screening eerder breed is en zal nagaan welke componenten kunnen worden gekwalificeerd en gekwantificeerd met GC-FID. In het tweede deel van het onderzoek worden een 30-tal componenten bij enkele meetpunten gemeten en worden hun gehalten met houtverbranding in werking gemeten in vergelijking met blanco

metingen. Deze laatste techniek is iets nauwkeuriger dan de vorige en wordt uitgevoerd via GC-MS.

4.3.5.1 Resultaten

De eerste meting die werd uitgevoerd simultaan met de meting van het VITO in december 2015 leverde een 31-tal componenten op van wie een 3-4 tal niet kon worden geïdentificeerd maar wel voorkwam in gehalten tussen 1 en 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De geïdentificeerde stofgroepen tijdens de 1^{ste} meting zijn C7-C20 n-alkanen, (gealkyleerde) alkenen, een enkel keton (weliswaar in een hoge concentratie) en een enkel terpeen (zie bijlage 6.1).

Bij de metingen met thermische desorptie werden 9 metingen uitgevoerd waarvan 5 metingen met de houtverbranding in werking en 4 metingen met de houtkachel buiten werking. Deze laatste metingen werden op één uitzondering na allen op hetzelfde tijdstip uitgevoerd als de metingen in werking.

Uit de uitgevoerde student t-tests (eenzijdige hypothese, de concentratie van de welbepaalde stof ligt significant hoger bij houtverbranding vergeleken met de blanco groep) bleek dat de gehalten aan trichloorethyleen (p-waarde 0,0047) en chloorbenzeen (p-waarde 0,0304) hoger lagen dan bij de blanco metingen. M,p-xyleen (p-waarde 0,0523) was een randgeval en voor zowel benzeen (p-waarde 0,07) als toluen (p-waarde 0,0772) kon de 0-hypothese net niet verworpen worden. Bij alle reeds besproken polluenten was de data normaal verdeeld. Dit was echter niet het geval voor 2-methylheptaan (p-waarde 0,0625) en tetrachloorethyleen (p-waarde 0,0625) waarvoor een wilcoxon rang sum test werd uitgevoerd. De lijst kan worden teruggevonden in bijlage 6.4.

Als de meetgegevens worden getoetst aan de normen van het Vlaams Binnenhuisbesluit kan voor de gekwantificeerde polluenten slechts eenmaal een overschrijding voor de richtwaarde van benzeen worden vastgesteld voor meetpunt EL (concentratie van 2,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.3.5.2 Discussie

Enkele componenten kunnen met zekerheid niet worden toegeschreven aan houtverbranding. Zo zijn de erg hoge gehalten aan isopropanol te wijten aan het gebruik van deze component bij het gebruik van de TSI P-Trak. Vervolgens werd door de respondent eveneens meegegeven dat deze beschikt over verdeelinstallatie op diesel binnenshuis en deze nog sporadisch wordt gebruikt.

Enkele van de aangetroffen componenten zijn typisch voor de uitlaatgasemissies van benzine- en dieselveertuigen en worden gebruikt in CMB-modellen (chemical mass balance) om het profiel van de desbetreffende bron (uitlaatgassen) te omschrijven. Dit geldt zo voor de pollutanten n-hexaan, toluen, ethylbenzeen, m,p-xyleen, m-ethyltolueen, 1,2,4-trimethylbenzeen, n-decaan en n-undecaan. Deze laatste twee zijn typerend voor dieselemissies (Watson et al., 2001). Het feit dat deze componenten binnenshuis worden aangetroffen bij onze respondent in hogere concentraties dan de andere respondenten doet vermoeden dat de aangetroffen pollutanten eerder afkomstig zijn van uitlaatgassen dan van houtverbranding. Toch is het zo dat van de eerder vermelde stoffen er meerdere ook vrijkomen bij houtverbranding zoals toluen, ethylbenzeen en m,p-xyleen (Kleeman et al., 2001).

Bij de tweede meting die werd uitgevoerd in de kamer nabij een open haard was de range van componenten die werd gedetecteerd, gekwalificeerd en gekwantificeerd veel kleiner. Ook bij de tweede meting werden 2 vluchtige verbindingen gedetecteerd die niet konden worden geïdentificeerd door het labo van de KUL. Van belang is de veel lagere concentratie aan ethanol die werd aangetroffen (dit ligt mogelijk aan het feit dat tijdens de meting de VOS-analyse werd verplaatst van de meetopstelling naar de rand van de open haard en dus verder van de P-Trak en de hoge concentraties aan ethanol toch kunnen worden toegeschreven aan het gebruik van de P-Trak). Opmerkelijk is dat tijdens deze meting wel benzeen werd gedetecteerd en wel in een benzeen/toluene ratio die onmiskenbaar niet kan worden toegeschreven aan uitlaatgassen afkomstig van het verkeer.

Uit de analyse van het tweede deel van het onderzoek blijkt dat VOCL-verbindingen in soms significant hogere concentraties worden aangetroffen bij houtverbranding wat verrassend is. Anderzijds is het zo dat de concentraties erg laag liggen. Chloorbenzeen wordt weleens gebruikt als precursor voor de vorming van dioxines.

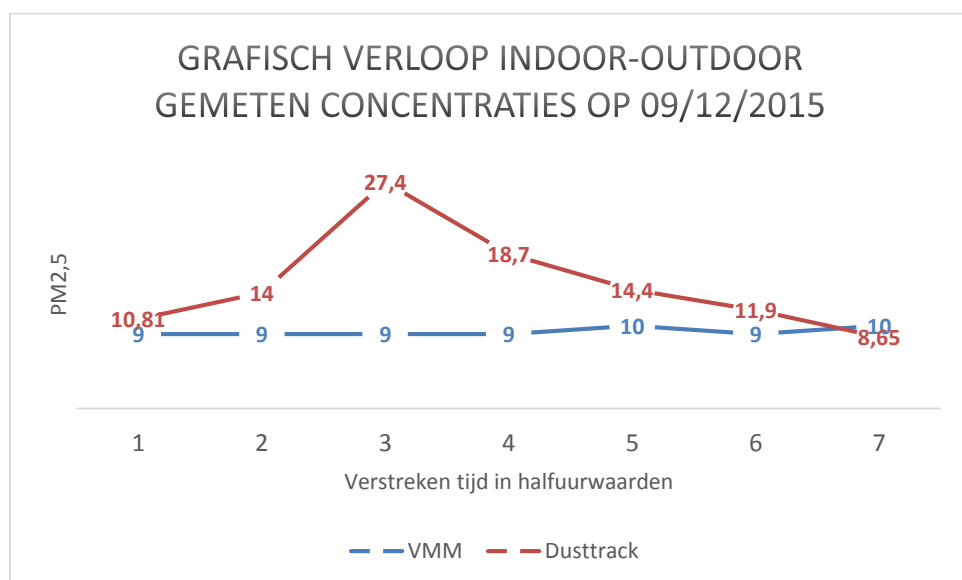
Kwalitatief konden ook nog enkele andere componenten worden gekwalificeerd bij de GC-MS analyses. Deze waren onder andere methacryl acid methylester, chlorobutyrofenon, m-pyrol, 2-methylbutaan, cyclopentaan, careen, alfa-pineen, 2-methylhexadecanol, en limoneen. Sommige componenten zoals alfa-pineen en 2-methylbutaan komen wel degelijk vrij bij houtverbranding (Estrellan and Iino, 2010). Het limoneen en alfa-pineen is echter vrijwel zeker afkomstig van poetsproducten en huishoudmiddelen. Ook careen kan afkomstig zijn van houtverbranding (Evtyugina et al., 2014) maar vermoedelijk is de bron ook hier van huishoudelijke aard.

4.3.6 Toetsing van fijn stof aanwezig in het binnenluchtmilieu in verhouding tot de concentraties in de omgevingslucht

Zoals eerder werd vermeld staan de omgevingslucht en de lucht binnenshuis in verhouding tot elkaar. In welke mate deze zijn gecorreleerd aan elkaar tijdens periodes met houtverbranding in werking wordt in dit hoofdstuk behandeld.

4.3.6.1 Resultaten

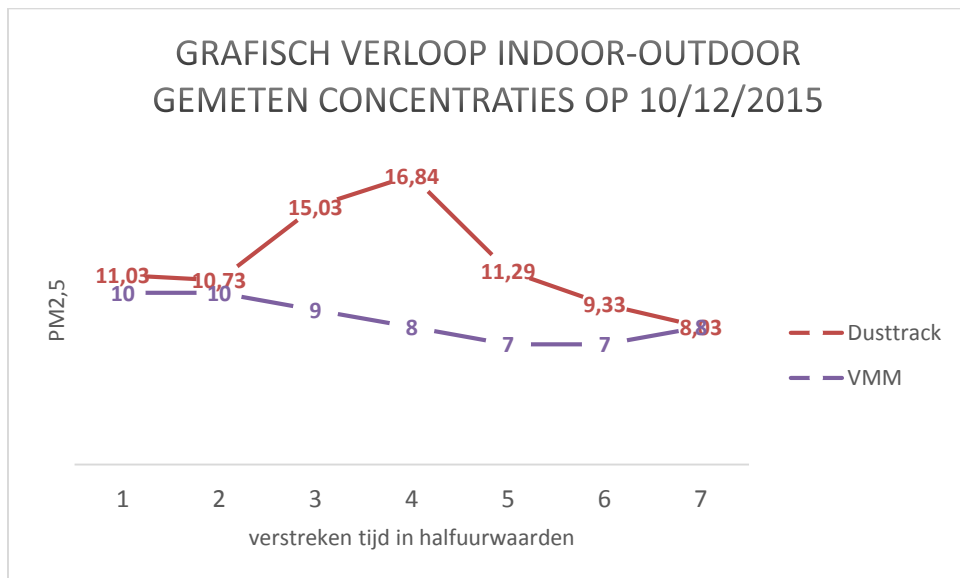
De indoor luchtkwaliteit is voor een groot deel afhankelijk van de buitenluchtconcentratie (zeker als we zuiver hypothetisch indoor bronnen van fijn stof achterwege laten). Om een indruk te krijgen van de heersende buitenluchtconcentraties werd aan de VMM gevraagd om de halfuurwaarden van de gemeten PM_{2,5} waarden over te maken van de meetstations die gelegen waren in de buurt van de respondenten. Onderstaande figuur 22 geeft grafisch perfect weer hoe de PM_{2,5} concentraties net voor de opstart van de kachel op 9 december 2015 quasi gelijk is aan de concentratie waargenomen in het dichtstbijzijnde meteostation van de VMM. Uit de grafiek is duidelijk op te merken dat de fijn stof concentratie binnen wel degelijk tijdelijk is verhoogd maar dat de concentratie zich terug normaliseert na een 3-tal uren.



Figuur 22: verhouding tussen de omgevingslucht en de binnenlucht uitgedrukt in PM_{2,5} op 9 december 2015

De bekomen ratio tussen de gehalten aan PM_{2,5} buiten en de indoor concentraties gemeten met de Dusttrak bedraagt voor de meting op 9 december 2015 1,63.

In figuur 23 wordt een soortgelijk patroon teruggevonden als de vorige dag. Enkel normaliseert de fijn stof concentratie zich hier nog iets sneller (na ongeveer 2,5 uur). Ook de fijn stof concentraties in de omgevingslucht dalen licht. Ook de indoor-outdoor ratio gedurende onze meting ligt ook iets lager (1,40).



Figuur 23: verhouding tussen de omgevingslucht en de binnenlucht uitgedrukt in PM2,5 op 10 december 2015

Deze trend valt echter niet bij elke meetplaats vast te stellen zoals onderstaand duidelijk wordt.

Tabel 2: indoor/outdoor ratio meetpunten

meetpunt	I/O ratio	Afstand tot VMM-meetstation
VITO1	1.63	3,94 km
VITO2	1.4	3,94 km
MP1	1.47	8,96 km
MP2	0.3	8,96 km
PK1	0.76	440 m
PK2	0.73	440 m
EL1	0.89	2,37 km
EL2	0.6	2,37 km
KK1	2.7	8,76 km
KK2	0.95	8,76 km
BC1	5.1	4,99 km
BC2	1.6	4,99 km

WN1	0.99	3,56 km
WN2	0.64	3,56 km

Uit bovenstaande valt duidelijk op dat er een zeer grote variatie tussen de meetpunten merkbaar is. Verrassend enerzijds is dat in maar liefst 8 datapunten de fijn stof concentraties lager zijn dan de buitenconcentraties. Dit werd eveneens aangetroffen bij onderzoek in het Verenigd Koninkrijk (Jones et al., 2000). De range van de ratio's (0,3-5.1) ligt in lijn met de ratio's die werden teruggevonden bij eerder onderzoek in Vlaanderen (Stranger et al., 2009).

De data die werden verkregen van de VMM voor de meetstations werden vergeleken met de blanco metingen uitgevoerd bij de verschillende respondenten (na correctie met de wood correction factor van 1,65). Beide datasets werden vergeleken met elkaar. Na het onderzoeken van de normaliteit door het uitvoeren van een Shapiro-Wilks-test bleek dat beide datasets niet normaal verdeeld waren (W- waarde van 0,79432 en p-waarde van 0,004249 voor de dataset van de VMM en W-waarde van 0,85021, met een p-waarde van 0,02235 voor de dataset van de blanco metingen bekomen bij het gebruik van de Dusttrak). Daarom werd gebruik gemaakt van een Spearman-test om de correlatie tussen beide datasets te onderzoeken. Deze correlatie bedroeg 0,74 met een p-waarde van 0,002. Aldus is 55% van de variantie tussen de beide datasets (binnen gemeten met de Dusttrak en buiten gemeten door de VMM) als gemeenschappelijk te beschouwen.

4.3.6.2 Discussie

Hoewel de correlatie tussen de binnenluchtkwaliteit en de fijn stof concentratie in de omgevingslucht op het eerste zicht minder bedraagt dan men aanvankelijk zou aannemen is dit wel in dezelfde grootte-orde als studies die werden uitgevoerd in de Verenigde Staten. In Seattle vond een omvangrijk onderzoek uitgevoerd een correlatie (Pearson correlatie test) van 0,56 (Allen et al., 2003) tussen fijn stof gemeten in de buitenlucht en het binnenmilieu. Ook in Zweden werden vergelijkbare resultaten genoteerd (r_s van 0,56 met een p-waarde van 0,003) tussen simultane metingen binnen- en buiten (Johannesson et al., 2007). Eerder onderzoek wees uit dat 79 +/- 17% van de indoor PM-concentraties eigenlijk afkomstig is van fijn stof uit de omgevingslucht (Naehar et al., 2007).

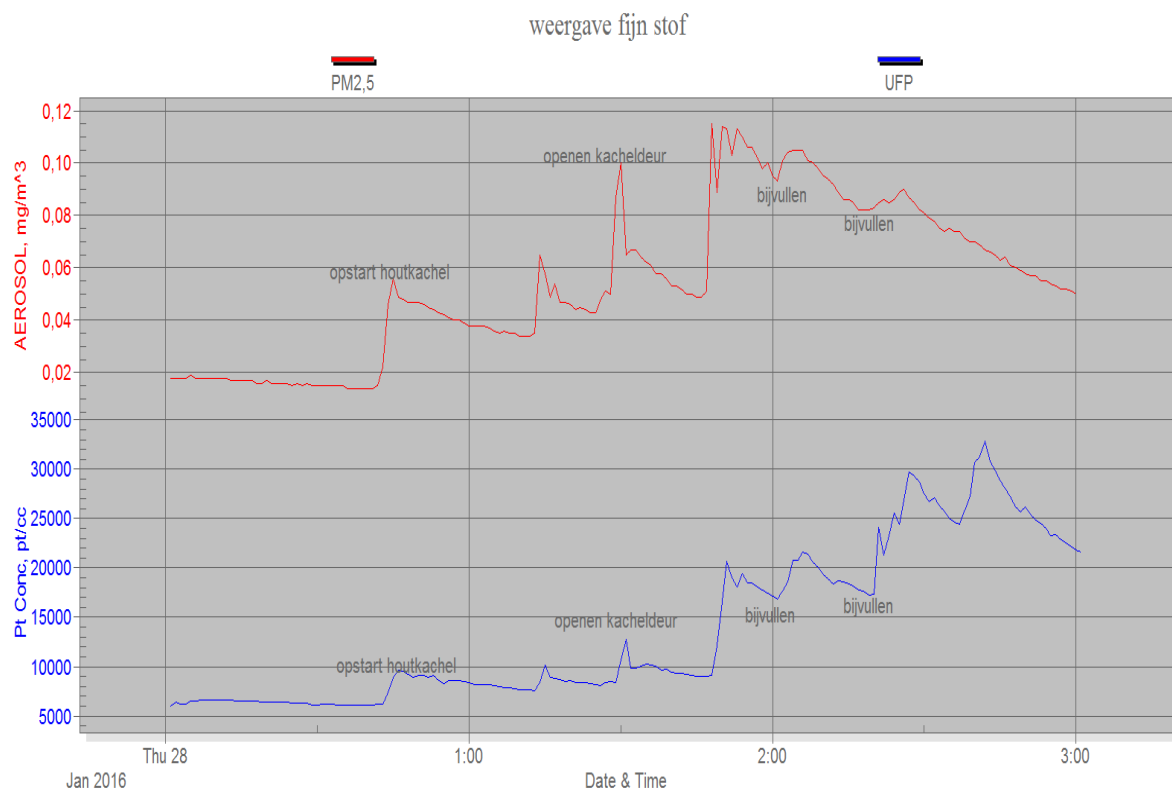
Ook tussen de verschillende variabelen werd hun onderlinge correlatie onderzocht. Aangezien de Shapiro Wilks test uitwees dat niet alle data uit de kolommen normaal verdeeld was werd er een correlatie test uitgevoerd op de 14 beschikbare metingen met behulp van de

“Spearman” methode (met gebruik van het command complete.obs). Onderstaand vindt men de resultaten van deze test die werden uitgevoerd met het CAR-pakket van het statistisch programma R.

Tabel 3: correlatie tussen de verschillende variabelen

	RV	temperatuur	Fine	UFP	Koolstofdioxide
RV	1.0	-0.81	0.46	0.03	-0.200
temperatuur	-0.81	1.0	-0.80	0.08	-0.22
Fine	0.46	-0.80	1.0	0.13	0.14
UFP	0.03	0.08	0.13	1.0	-0.66
koolstofdioxide	-0.20	-0,22	0.14	-0.66	1.0

Uit bovenstaande tabel valt op dat de correlatie tussen $PM_{2,5}$ en het ultrafijn stof minder is dan wat men aanvankelijk zou aannemen. Toch wordt duidelijk uit onderstaande grafiek dat houtverbranding binnenshuis zowel een bron kan zijn van $PM_{2,5}$ als van UFP-stof.



Figuur 24: : afbeelding meting met concentraties (UFP) en $PM_{2,5}$ (rood) weergegeven ten opzichte van elkaar

Uit bovenstaande grafiek valt duidelijk af te leiden dat de opstart van de houtkachel en de bijvullingen tot een simultane verhoging van het gehalte aan $PM_{2,5}$ en UFP kunnen zorgen die bovendien aan geen enkele andere bron in het huishouden kunnen worden toegeschreven. Niet bij elke meting is het simultane verloop zo uitgesproken. Evenmin is het zo dat de opstart telkens zorgt voor verhoging van het gehalte aan fijn stof binnenshuis.

4.4 Beleidsaanbevelingen

Een van de doelstellingen van deze thesis en het onderzoeksopzet is interdisciplinariteit aantonen. Om dit aan te tonen werd ervoor gekozen om de huidige folder “slimmer stoken” van het Departement LNE aan te vullen met nieuwe bevindingen die zich spreiden over verschillende maatschappelijke disciplines.

AANBEVELING 1: Tijdens deze thesis speelde meermaals de gedachte hoe een stookverbod tijdens welbepaalde weersomstandigheden ook effectief kon afgedwongen worden. Controle tijdens mistige periodes met weinig wind is geen evidentie en de woning is grondwettelijk onschendbaar. Bovendien dient de naleving te voldoen aan volgende voorwaarden: onmiddellijk vast te stellen, eenvoudig in opzet, goedkoop en onmiskenbaar toeschrijfbaar aan houtverbranding. Eén van de opties om dit vast te stellen is het gebruik van een warmtecamera door de inspectiediensten. Sommige inspectiediensten beschikken reeds over dit soort camera’s maar dan om een andere reden (vb. opsporen van drugsplantages). De beelden in onderstaande figuur 25 (blanco meting) en figuur 26 (meting met houtverbranding in werking) werden genomen met een Fluke TI20 warmtecamera.



Figuur 25: kachel buiten werking



Figuur 26: kachel een tweetal uren in werking

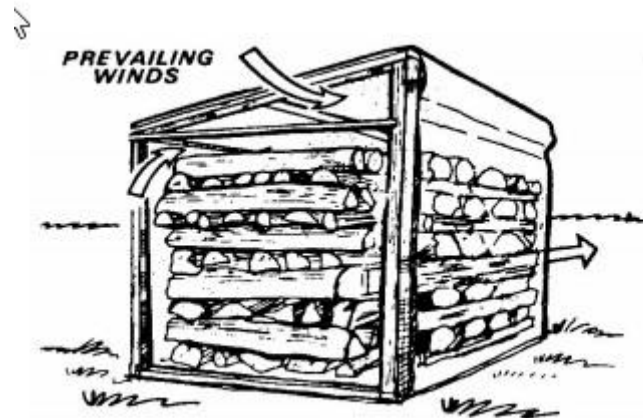
Het gebruik van warmtecamera’s kan in bekwame handen een hulpmiddel zijn om een stookverbod op te sporen/na te leven.

AANBEVELING 2: Net als de mededeling voor CO-intoxicatie op de website van het KMI kan het raadzaam zijn om simultaan een bericht te verspreiden op de websites van IRCELINE, de VMM en het KMI dat vraagt om niet te stoken indien men gebruik maakt van houtverwarming als bijverwarming. Eventueel kan dit verankerd worden door een aanpassing van de Vlarem II normen voor niet-ingedeelde inrichtingen.

AANBEVELING 3: De gemeenten kunnen tegen voordelig tarief een pakket ter beschikking stellen aan de bevolking waarbij meerdere zaken worden geïntegreerd die hetzij direct, hetzij indirect de bewustwording bij de bevolking kunnen aanwakkeren. Een pakket zou kunnen bestaan uit een CO-sensor, een zak zout (om vuur te doven bij een schouwbrand), een vochtigheidsmeter (om na te gaan of het hout voldoende droog is), een warmtebestendig handschoen en een folder met tips en tricks. Tevens kan men zich inschrijven voor een mailinglist die laat weten wanneer het wordt afgeraden om hout te stoken.

AANBEVELING 4: eerder hebben we kunnen lezen dat hout dat niet voldoende gedroogd is zorgt voor een toename van het fijn stof en bijdraagt tot de vorming van PAK's. Er wordt vastgesteld dat er een meer optimale manier is om hout te stapelen zodanig dat het droogproces sneller verloopt. Bovendien dient direct contact tussen het hout en de ondergrond ook te worden vermeden

Onderstaande figuur toont aan hoe brandhout het best kan gestapeld worden om het droogproces te versnellen. Bijkomend dient er ook een beschermingslaag te worden aangebracht tussen het hout en de ondergrond zodat de onderste laag hout droog blijft.



Figuur 27: correcte stapelwijze van hout (EPA South Australia)

AANBEVELING 5: geurhinder door het gebruik van houtkachels is een veelvoorkomend probleem in Vlaanderen. Tot op heden is er geen wettelijk kader op vlak van stedenbouw en/of milieu dat minimum hoogtes oplegt voor schoorstenen en rookgaskanalen. De overheid kan hiervoor echter wel een voorbeeldpassage uitwerken dat gemeenten kunnen implementeren in hun bouwcode en/of politiereglement. De meest uitgewezen dienst lijkt hiervoor de dienst Lucht, Hinder Risico en Gezondheid te zijn van het Departement LNE. Een schouwverhoging kan zorgen voor een verbeterde trek en betere dilutie van rookgassen.

AANBEVELING 6: hoewel zeer veel gezinnen gebruik maken van houtverbranding, lijkt door een juist procedé dat gebruikt wordt door de fabrikanten, nog veel verbetering mogelijk om de uitstoot van pollutanten terug te dringen. Leveranciers kunnen bij de levering van nieuwe toestellen niet enkel een demonstratie geven (een soort van best practice) maar ook terugkomdagen organiseren (hoewel dit waarschijnlijk commercieel minder interessant is voor de leveranciers). Bijkomend kan er op gemeentelijk niveau naar analogie van de compostmeesters een initiatief rond stookmeesters worden opgestart van ervaringsdeskundigen die eventueel worden geschoold door kachelfabrikanten en in ruil daarvoor hun kennis en expertise ter beschikking stellen van de bevolking. Deze stookmeesters kunnen op initiatief van de bevolking worden ingeschakeld maar bijvoorbeeld ook curatief door de vrederechter bij geurhinder. Wellicht is hier ook een rol weggelegd voor het verzekeringswezen (terugdringen aantal woningbranden).

AANBEVELING 7: er wordt vastgesteld dat er nog vele kachels en houtverbrandingssystemen worden verkocht door commerciële doe het zelf zaken die niet aan de nieuwe normen voldoen van het KB van 12 oktober 2010. Om de aankoop van efficiëntere systemen te promoten moet de overheid de uitfasering van de oudere types van kachels versnellen. Dit kan bijvoorbeeld door de vervanging van kachels in aanmerking te laten komen voor ruimere verbeteringspremies zoals de renovatiepremie met de voorwaarde dat deze voldoen aan de wetgeving van het KB van 12 oktober 2010.

AANBEVELING 8: zorg voor een beperkte aslaag van 1-2 cm in de kachel. Bij een van de metingen was de aslaag te dik waardoor het vuur niet voldoende zuurstof kreeg. De manipulaties om het vuur te aan te wakkeren zorgden voor fijn stof pieken binnenshuis met een piekconcentratie van meer dan $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Het ontbreken van een aslaag zal dan weer het verbrandingsproces ontregelen door een overmaat aan zuurstof.

AANBEVELING 9: tijdens het onderzoek werd opgemerkt dat kachels van het nieuwere type bij bijvullingen soms aanleiding geven tot infiltratie van fijn stof binnenshuis. Het is best om bij nieuwere types van kachel te wachten tot de 3^{de} verbrandingsfase is bereikt om vervolgens bij te vullen. De efficiëntere luchtverspreiding zorgt ervoor dat het brandhout snel terug vuur zal vatten.

AANBEVELING 10: de warme lucht van de rookgassen wordt momenteel nog te weinig benut. Het kan interessant zijn om te experimenteren of ook deze warmte benut kan worden om energie en/of elektriciteit op te wekken (via stirling motor of ORC-modus). Kachel trek en

veiligheidsmaatregelen met betrekking tot het organisch medium dat gebruikt kan worden vormen nog wel enkele hindernissen, net als het plaatsen van dergelijke modus in bestaande woningen.

5 Besluit

Op basis van de literatuurstudie en het onderzoek hebben we kunnen vaststellen dat er een wisselwerking is tussen het binnenhuisklimaat en de omgevingslucht en dat er talrijke bronnen zijn van fijn stof binnenshuis waaronder ook houtkachels. Andere bronnen van fijn stof binnenshuis maken het niet eenvoudig om de specifieke inbreng van fijn stof door houtkachels te kwantificeren. Vaak is hier bij eerder buitenlands onderzoek ook onvoldoende rekening mee gehouden. Het gebruik van micro-aethalometers om fijn stof concentraties binnenshuis te linken aan houtverbranding moet met de nodige scepsis worden benaderd en hiervoor is verder onderzoek nodig.

Bij het simultaan onderzoeken van vluchtige organische stoffen en het gebruik van fijn stof meters van het type CPC dient men in acht te nemen dat deze laatste kunnen zorgen voor doorbraak van het adsorbens en de achtergrondgehalten aan aceton, isopropanol en ethanol maskeren.

Hoewel het onderzoek uitwees dat het gemiddeld gehalte aan UFP niet significant hoger lag tijdens het houtstoken in vergelijking met de blanco periode werden tijdens het stoken zelf wel hoge gehalten aan UFP gemeten van meer dan 40000 partikels per $\text{cm}^3/\text{minuut}$ bij 4 metingen. Voor het meten van ultrafijn stof kan de locatie waar de meter wordt geplaatst ten opzichte van de bron erg belangrijk zijn. Bovendien kon de 0-hypothese niet worden verworpen op basis van de resultaten maar blijft er wel een reëel risico bestaan op een type II-fout.

Houtverbranding heeft wel degelijk een significante impact op de waargenomen fijn stof concentraties binnenshuis uitgedrukt in $\text{PM}_{2,5}$. Hierbij zijn vaak overschrijdingen van de WHO-normen vast te stellen. Het is wel zo dat de tijdelijke verhoging aan $\text{PM}_{2,5}$ teniet wordt gedaan door diffuse luchtverversing en partikeldepositie waarna de indoorconcentratie terug in evenwicht zal komen. De negatieve impact van houtverbranding door bijvullingen aan de indoor luchtkwaliteit kan niet worden ontkend en is aldus bewezen voor $\text{PM}_{2,5}$ maar heeft slechts een tijdelijk karakter.

Niet iedere opstart van een houtverbrandingsinstallatie of bijvulling van hout zorgt voor verhoogde fijn stof concentraties aan $\text{PM}_{2,5}$ en UFP. Integendeel, er werd vastgesteld dat houtverbranding een “ventilerend” effect kan hebben op een woning waarbij de indoor lucht via de kachel (oa door booyance effecten en kacheltrek) naar buiten werd gezogen en deze

via de drukverschillen en natuurlijke infiltratie werd vervangen door minder vervuilde buitenlucht. In optimale omstandigheden is de kans reëel dat de meetresultaten met de kachel in werking gunstiger uitvallen in vergelijking met de blanco meting en kan de verwijdering van fijn stof worden versterkt door toegenomen luchtverversing door de eerder vermelde kacheltrek. Ook de metingen bij de open haard (waar geen afscherming is tussen de vlam en de fijn stof meters) werden fijn stof waarden genoteerd die veel minder bedragen dan wat men aanvankelijk zou aannemen in dergelijke omstandigheden.

Tot slot dient verder onderzoek te gebeuren naar de inzet van gehalogeneerde vluchtige organische stoffen als tracer voor houtverbranding aangezien wij statistisch significantere hoeveelheden terugvinden van chloorbenzeen en trichloorethyleen bij houtverbranding in werking vergeleken met blanco-metingen. Ook bij het gebruik van normaal brandhout kunnen volgens onderzoek van de VITO (Wevers et al., 2003) dioxines worden gevormd (zij het dat de concentraties veel lager liggen dan wanneer deze vermengd zijn met huishoudelijk afval of behandeld hout) en chloorbenzeen wordt soms naar voor gebracht als precursor bij de vorming van dioxines. Het chloorbenzeen ontstaat waarschijnlijk door substitutie van waterstof door chloride op de benzeenring.

Algemeen genomen lagen de resultaten van onze VOS-metingen lager voor de pollutanten benzeen en toluen dan in de onderzoeken van Salthammer en Grams. Slechts éénmaal werd de richtwaarde voor benzeen overschreden en in dat geval werd het actief koolbuisje in de omgeving van de open haard geposteerd. Mogelijk ligt dit te wijten aan de specifieke meetopstelling die is gevolgd (het omgekeerd stoken) en dewelke wordt aangeraden als best practice voor houtverbranding en de gunstige meteo-omstandigheden zonder inversie.

Hoewel het bijladen van hout dikwijls zorgde voor afzetting van methoxyfenolen op de handen en de geur soms ook werd vastgesteld (zoals bij de tweede meting van het VITO) kon de aanwezigheid van methoxyfenolen en aldehyden (op één uitzondering na) noch kwalitatief worden vastgesteld op de chromatogrammen van de uitgevoerde metingen op Tenax TA® noch kwantitatief worden gemeten via adsorptie op het actief kool.

Tot slot blijkt de variantie tussen concentraties aan $PM_{2,5}$ in de omgevingslucht en de gemeten concentraties $PM_{2,5}$ binnenshuis bij onze respondenten in dezelfde grootteorde te liggen met vergelijkbare wetenschappelijke onderzoeken in andere landen.

Bibliografie

- AFSHARI, A., MATSON, U. & EKBERG, L. E. 2005. Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber. *Indoor Air*, 15, 141-150.
- ALLEN, R. W., LARSON, T., SHEPPARD, L., WALLACE, L. & S., L. L.-J. 2003. Use of Real-Time Light Scattering Data To Estimate the Contribution of Infiltrated and Indoor-Generated Particles to Indoor Air. *Environmental Science Technology*, 37, 3484-3492.
- ASHRAE 2009. *Fundamentals*, 1791 Tullie Circle, N.E., Atlanta, GA 30329, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.
- BAIRD, C. & CANN, M. 2012. *Environmental Chemistry*. New York: W.H. Freeman and Company.
- BILSEN, I., AERTS, W., MOONEN, N. & DAMEN, E. 2008. BEPALEN VAN DE GEURVERSPREIDING DOOR MIDDEL VAN SNUFFELPLOEGMETINGEN. VITO.
- BOMAN, C., PETTERSON, E., WESTERHOLM, R., BOSTROM, D. & NORDIN, A. 2011. Stove performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion: part I: Pellet Stoves. *Energy & Fuels*, 25, 307-314.
- BOUBEL, R. W., FOX, D. L., TURNER, B. & STERN, A. C. 1994. *Fundamentals of air pollution*, London, Academia Press, Inc.
- BROWNING, K. G., KOENIG, J. Q., CHECKOWAY, H., LARSON, T. V. & PIERSON, W. E. 1990. A questionnaire study of respiratory health in areas of high and low ambient wood smoke pollution. *Pediatric asthma, allergy & immunology*, 4, 183-191.
- BUSECK, P. R., ADACHI, K., GELENCSEÉR, A., TOMPA, É. & PÓSFAL, M. 2012. Are black carbon and soot the same? *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 12, 24821-24846.
- CALVO, A. I., MARTINS, V., NUNES, T., DUARTE, M., HILLAMO, R., TEINILÄ, K., PONT, V., CASTRO, A., FRAILE, R., TARELHO, L. & ALVES, C. 2015. Residential wood combustion in two domestic devices: Relationship of different parameters throughout the combustion cycle. *Atmospheric Environment*, 116, 72-82.
- CARVALHO, R. L., JENSEN, O. M., AFSHARI, A. & BERGSØE, N. C. 2013. Wood-burning stoves in low-carbon dwellings. *Energy and Buildings*, 59, 244-251.
- CHEN, L. W. A., CHOW, J. C., WANG, X. L., ROBLES, J. A., SUMLIN, B. J., LOWENTHAL, D. H., ZIMMERMANN, R. & WATSON, J. G. 2015. Multi-wavelength optical measurement to enhance thermal/optical analysis for carbonaceous aerosol. *Atmos. Meas. Tech.*, 8, 451-461.
- CHEUNG, Y.-H. & LI, Y.-S. 2011. Influences of traffic volumes and wind speeds on ambient ultrafine particle levels—Observations at a highway electronic toll collection (ETC) lane. *Atmospheric Environment*, 45, 117-122.
- CHEUNG, Y., ENGLING, G., HE, K. B., DUAN, F. K., MA, Y. L., DU, Z. Y., LIU, J. M., ZHENG, M. & WEBER, R. J. 2013. Biomass burning contribution to Beijing aerosol. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7765-7781.
- COLLES, A., OTTEN, G., BERGHMANS, P. & SCHOETERS, G. 2011a. adviesvraag: literatuurstudie naar PM10 en deelfracties. In: NV, V. (ed.).
- COLLES, A., OTTEN, G., BERGHMANS, P. & SCHOETERS, G. 2011b. Adviesvraag: literatuurstudie naar PM10 en deelfracties. Mol: VITO.

- CONTINI, D., GAMBARO, A., BELOSI, F., DE PIERI, S., CAIRNS, W. R., DONATEO, A., ZANOTTO, E. & CITRON, M. 2011. The direct influence of ship traffic on atmospheric PM_{2.5}, PM₁₀ and PAH in Venice. *J Environ Manage*, 92, 2119-29.
- CORDELL, R. L., WHITE, I. R. & MONKS, P. S. 2014. Validation of an assay for the determination of levoglucosan and associated monosaccharide anhydrides for the quantification of wood smoke in atmospheric aerosol. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 406, 5283-5292.
- CUI, S., COHEN, M., STABAT, P. & MARCHIO, D. 2015. CO₂ tracer gas concentration decay method for measuring air change rate. *Building and Environment*, 84, 162-169.
- CZIMCZIK, C. I., PRESTON, C. M., SCHMIDT, M. W. I., WERNER, R. A. & SCHULZE, E.-D. 2002. Effects of charring on mass, organic carbon, and stable carbon isotope composition of wood. *Organic Geochemistry*, 33, 1207-1223.
- DADVAND, P., PARKER, J., BELL, M. L., BONZINI, M., BRAUER, M., DARROW, L. A., GEHRING, U., GLINIANAIA, S. V., GOUVEIA, N., HA, E.-H., LEEM, J. H., VAN DEN HOOVEN, E. H., JALALUDIN, B., JESDALE, B. M., LEPEULE, J., MORELLO-FROSCH, R., MORGAN, G. G., PESATORI, A. C., PIERIK, F. H., PLESS-MULLOLI, T., RICH, D. Q., SATHYANARAYANA, S., SEO, J., SLAMA, R., STRICKLAND, M., TAMBURIC, L., WARTENBERG, D., NIEUWENHUIJSEN, M. J. & WOODRUFF, T. J. 2013. Maternal Exposure to Particulate Air Pollution and Term Birth Weight: A Multi-Country Evaluation of Effect and Heterogeneity. *Environmental Health Perspectives*, 121, 267-373.
- DE PRINS, S., DONS, E., VAN POPPEL, M., INT PANIS, L., VAN DE MIEROOP, E., NELEN, V., COX, B., NAWROT, T. S., TEUGHELS, C., SCHOETERS, G. & KOPPEN, G. 2014. Airway oxidative stress and inflammation markers in exhaled breath from children are linked with exposure to black carbon. *Environment International*, 73, 440-446.
- DOCKERY, D. W., POPE, C. A., XU, X., SPENGLER, J. D., WARE, J. H., FAY, M. E., FERRIS, B. G. J. & SPEIZER, F. E. 1993. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *New England Journal of Medicine*, 329, 1753-1759.
- ELSASSER, M., BUSCH, C., ORASCHE, J., SCHÖN, C., HARTMANN, H., SCHNELLE-KREIS, J. & ZIMMERMANN, R. 2013. Dynamic Changes of the Aerosol Composition and Concentration during Different Burning Phases of Wood Combustion. *Energy & Fuels*, 27, 4959-4968.
- ESTRELLAN, C. R. & IINO, F. 2010. Toxic emissions from open burning. *Chemosphere*, 80, 193-207.
- EVANS, P. A. 1991. Differentiating “hard” from “soft” woods using Fourier transform infrared and Fourier transform spectroscopy. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular Spectroscopy*, 47, 1441-1447.
- EVTYUGINA, M., ALVES, C., CALVO, A., NUNES, T., TARELHO, L., DUARTE, M., PROZIL, S. O., EVTUGUIN, D. V. & PIO, C. 2014. VOC emissions from residential combustion of Southern and mid-European woods. *Atmospheric Environment*, 83, 90-98.
- FAVEZ, O., CACHIER, H., SCIARE, J., SARDA-ESTÈVE, R. & MARTINON, L. 2009. Evidence for a significant contribution of wood burning aerosols to PM_{2.5} during the winter season in Paris, France. *Atmospheric Environment*, 43, 3640-3644.
- FERM, M., WATT, J., O'HANLON, S., SANTIS, F. & VAROTSOS, C. 2006. Deposition measurement of particulate matter in connection with corrosion studies. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 384, 1320-1330.

- FINE, P. M., CASS, G. R. & SIMONEIT, B. R. T. 2004. Chemical Characterization of Fine Particulate Emissions from the Wood Stove Combustion Of Prevalent United States Tree Species. *Environmental Engineering Science*, 21, 705-721.
- FRANCK, U., ODEH, S., WIEDENSOHLER, A., WEHNER, B. & HERBARTH, O. 2011. The effect of particle size on cardiovascular disorders — The smaller the worse. *Science of The Total Environment*, 409, 4217-4221.
- GRAMS, H. 2015. Untersuchung des Einflusses von Holzbefeuerten Kaminöfen auf die Qualität von Innenraumluft. *Gefahrstoffe, Reinhaltung der Luft*, 51-56.
- HÄNNINEN, O., BRÜSKE-HOHLFELD, I., LOH, M., STOEGER, T., KREYLING, W., SCHMID, O. & PETERS, A. 2009. Occupational and consumer risk estimates for nanoparticles emitted by laser printers. *Journal of Nanoparticle Research*, 12, 91-99.
- HE, C., MORAWSKA, L. & GILBERT, D. 2005. Particle deposition rates in residential houses. *Atmospheric Environment*, 39, 3891-3899.
- HE, C., MORAWSKA, L., HITCHINS, J. & GILBERT, D. 2004. Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses. *Atmospheric Environment*, 38, 3405-3415.
- HEDBERG, E., JOHANNSSON, C., JOHANNSSON, L., SWIETLICKI, E. & BRORSTRÖM-LUNDEN, E. 2006. Is levoglucosan a suitable quantitative tracer for wood burning? Comparison with receptor modelling on trace elements in Lycksele, Sweden. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56, 1669-1678.
- HEDBERG, E., KRISTENSSON, A., OHLSSON, M., JOHANNSSON, C., JOHANNSSON, P.-Å., SWIETLICKI, E., VESELY, V., WIDEQVIST, U. & WESTERHOLM, R. 2002a. Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment*, 36, 4823-4837.
- HEDBERG, E., KRISTENSSON, A., OHLSSON, M., JOHANNSSON, C., JOHANNSSON, P.-Å., SWIETLICKI, E., VESELY, V., WIDEQVIST, U. & WESTERHOLM, R. 2002b. Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. In: EMISSIONS, R. C. O. S. B.-C. T. T. B. W. B. A. V. (ed.).
- HEITMANN, K., WICHMANN, H., BAHADIR, M., GUNSCHEA, J., SCHULZ, N. & SALTHAMMER, T. 2011. Chemical composition of burnt smell caused by accidental fires: Environmental contaminants. *Chemosphere*, 82, 237-243.
- HELLEN, H., HAKOLA, H., HAAPARANTA, S., PIETARILA, H. & KAUHANIEMI, M. 2008. Influence of residential wood combustion on local air quality. *Sci Total Environ*, 393, 283-90.
- HUSSEIN, T., MARTIKAINEN, J., JUNNINEN, H., SOGACHEVA, L., WAGNER, R., DAL MASO, M., RIIPINEN, I., AALTO, P. P. & KULMALA, M. 2008. Observation of regional new particle formation in the urban atmosphere. *Tellus B*, 60, 509-521.
- JACOBSON, M. 2004. Evolution of nanoparticle size and mixing state near the point of emission. *Atmospheric Environment*, 38, 1839-1850.
- JENKINS, B. M., BAXTER, L. L., MILES JR, T. R. & MILES, T. R. 1998. Combustion properties of biomass. *Fuel Processing Technology*, 54, 17-46.
- JOHANNESSEN, S., GUSTAFSON, P., MOLNAR, P., BARREGARD, L. & SALLSTEN, G. 2007. Exposure to fine particles (PM_{2.5} and PM₁) and black smoke in the general population: personal, indoor, and outdoor levels. *J Expo Sci Environ Epidemiol*, 17, 613-24.
- JOHNSTON, F. H., C., H. I., B., H. S. & G., M. G. 2012. Evaluation of interventions to reduce air pollution from biomass smoke on mortality in Launceston, Australia: retrospective analysis of daily mortality, 1994-2007. *BMJ*.

- JONES, N. C., THORNTON, C. A., MARK, D. & HARRISON, R. M. 2000. Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations. *Atmospheric Environment*, 34, 2603-2612.
- KESKINEN, J., PIETARINEN, K. & LEHTIMÄKI, M. 1992. Electrical low pressure impactor. *Journal of Aerosol Science*, 23, 353-360.
- KISTLER, M., SCHMIDL, C., PADOUVAS, E., GIEBL, H., LOHNINGER, J., ELLINGER, R., BAUER, H. & PUXBAUM, H. 2012. Odor, gaseous and PM10 emissions from small scale combustion of wood types indigenous to Central Europe. *Atmospheric Environment*, 51, 86-93.
- KJÄLLSTRAND, J. & PETERSSON, G. 2001. Phenols and Aromatic Hydrocarbons in Chimney Emissions from Traditional and Modern Residential Wood Burning. *Environmental Technology*, 22, 391-395.
- KLEEMAN, M. J., SCHAUER, J. J., CASS, G. R. & SIMONEIT, B. R. T. 2001. Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 3. C1-C29 Organic Compounds from Fireplace Combustion of Wood. *Environmental Science Technology*, 35, 1716-1728.
- KOCH, D., BOND, T. C., STREETS, D., UNGER, N. & VAN DER WERF, G. R. 2007. Global impacts of aerosols from particular source regions and sectors. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 112.
- LEFEBVRE, W. 2013. Domestic wood burning emissions in Flanders: underestimated? : VMM.
- LIU, D. L. A. N., W.W. 2001. Modeling pollutant penetration across building envelopes. *Atmospheric Environment*, 4451-4462.
- LONG, C. M., SUH, H. H. & KOUTRAKIS, P. 2000. Characterisation of Indoor Particle Sources using continuous Mass and Size Monitors. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50, 1236-1250.
- LUIS TERES DE CARVALHO, R., JENSEN, O.M., & TARELHO, L.A.C. 2014. Changes of indoor climate by the adoption of retrofitted wood burning stoves. *Proceedings Indoor Air*, 1-8.
- MAENHAUT, W., VERMEYLEN, R., CLAEYS, M., VERCAUTEREN, J., MATHEEUSSEN, C. & ROEKENS, E. 2012a. Assessment of the contribution from wood burning to the PM10 aerosol in Flanders, Belgium. *Science of The Total Environment*, 437, 226-236.
- MAENHAUT, W., VERMEYLEN, R., CLAEYS, M., VERCAUTEREN, J., MATHEEUSSEN, C. & ROEKENS, E. 2012b. Assessment of the contribution from wood burning to the PM10 aerosol in Flanders, Belgium. *Sci Total Environ*, 437, 226-36.
- MARONI, M., SEIFERT, B. & LINDVALL, T. 1995. *Indoor Air Quality*, Amsterdam, Elsevier.
- MCDONALD, J. D., ZIELINSKA, B., FUJITA, E. M., SAGEBIEL, J. C., CHOW, J. C. & WATSON, J. G. 2000. Fine Particle and Gaseous Emission Rates from Residential Wood Combustion. *Environmental Science Technology*, 34, 2080-2091.
- MCNAMARA, M. L., NOONAN, C. W. & WARD, T. J. 2011. Correction factor for continuous monitoring of wood smoke fine particulate matter. *Aerosol Air Qual Res*, 11, 315-322.
- MOOSMÜLLER, H., CHAKRABARTY, R. K., EHLERS, K. M. & ARNOTT, W. P. 2011. Absorption Ångström coefficient, brown carbon, and aerosols: basic concepts, bulk matter, and spherical particles. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 1217-1225.
- NAEHER, L. P., BRAUER, M., LIPSETT, M., ZELIKOFF, J. T., SIMPSON, C. D., KOENIG, J. Q. & SMITH, K. R. 2007. Woodsmoke health effects: a review. *Inhal Toxicol*, 19, 67-106.

- NAZAROFF, W. W. 2004. Indoor particle dynamics. *Indoor Air*, 14, 175-183.
- NIKOLOVA, I. 2011. *modeling emission, formation and dispersion of ultra fine particles in an urban environment*. thesis submitted to obtain the degree of doctor in science at the University of Antwerp, Antwerp.
- NOONAN, C. W., NAVIDI, W., SHEPPARD, L., PALMER, C. P., BERGAUFF, M., HOOPER, K. & WARD, T. J. 2012a. Residential indoor PM_{2.5} in wood stove homes: follow-up of the Libby changeout program. *Indoor Air*, 22, 492-500.
- NOONAN, C. W., WARD, T. J., NAVIDI, W. & SHEPPARD, L. 2012b. A rural community intervention targeting biomass combustion sources: effects on air quality and reporting of children's respiratory outcomes. *Occupational and Environmental Medicine*, 69, 354-360.
- OBERDÖRSTER, G. 2000. Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles. *International archives of occupational and environmental health*, 74, 1-8.
- OLSSON, M. & KJÄLLSTRAND, J. 2004. Emissions from burning of softwood pellets. *Biomass and Bioenergy*, 27, 607-611.
- OZGEN, S., CERNUSCHI, S. & GIUGLIANO, M. 2013. Experimental evaluation of particle number emissions from wood combustion in a closed fireplace. *Biomass and Bioenergy*, 50, 65-74.
- PARK, K., KITTELSON, D. B. & MCMURRY, P. H. 2004. Structural properties of diesel exhaust particles measured by transmission electron microscopy (TEM): Relationships to particle mass and mobility. *Aerosol Science and Technology*, 38, 881-889.
- PETERS, J. 2013. Monitoring PM₁₀ and Ultrafine Particles in Urban Environments Using Mobile Measurements. *Aerosol and Air Quality Research*.
- PIETERS, N., KOPPEN, G., VAN POPPEL, M., DE PRINS, S., COX, B., DONS, E., NELEN, V., PANIS, L. I., PLUSQUIN, M., SCHOETERS, G. & NAWROT, T. S. 2015. Blood Pressure and Same-Day Exposure to Air Pollution at School: Associations with Nano-Sized to Coarse PM in Children. *Environmental Health Perspectives*, 123, 737-742.
- POPE, C. A. 2000. Invited commentary: particulate matter-mortality exposure-response relations and threshold. *American Journal of Epidemiology*, 152, 407-412.
- POPE, C. A., HANSEN, M. L., LONG, R. W., NIELSEN, K. R., EATOUGH, N. L., WILSON, W. E. & EATOUGH, D. J. 2003. Ambient Particulate Air Pollution, Heart Rate Variability, and Blood Markers of Inflammation in a Panel of Elderly Subjects. *Environmental Health Perspectives*, 112, 339-345.
- POPE III, C. A. & DOCKERY, D. W. 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the air & waste management association*, 56, 709-742.
- POSCHL, U. 2005. Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie-International Edition*, 44, 7520-7540.
- PRAPAS, J., BAUMGARDNER, M. E., MARCHESE, A. J., WILLSON, B. & DEFOORT, M. 2014. Influence of chimneys on combustion characteristics of buoyantly driven biomass stoves. *Energy for Sustainable Development*, 23, 286-293.
- RAGLAND, K. W., AERTS, D. J. & BAKER, A. J. 1991. Properties of wood for combustion analysis. *Bioresource Technology*, 37, 161-168.
- RENDERS, N. 2012. Emissies door houtverbranding binnen Vlaanderen: sectoren gebouwenverwarming en landbouw. VITO.
- RODRÍGUEZ, S., CUEVAS, E., GONZÁLEZ, Y., RAMOS, R., ROMERO, P. M., PÉREZ, N., QUEROL, X. & ALASTUEY, A. 2008. Influence of sea breeze circulation and road traffic emissions on the relationship between particle number, black carbon, PM₁, PM_{2.5} and PM_{2.5-10} concentrations in a coastal city. *Atmospheric Environment*, 42, 6523-6534.

- ROGGE, W. F., HILDEMAN, L. M., MAZUREK, M. A. & CASS, G. R. 1998. Sources of Fine Organic Aerosol. 9. Pine, Oak, and Synthetic Log Combustion in Residential Fireplaces. *Environmental Science & Technology*, 32, 13-22.
- SALTHAMMER, T., SCHRIPP, T., WIENTZEK, S. & WENSING, M. 2014. Impact of operating wood-burning fireplace ovens on indoor air quality. *Chemosphere*, 103, 205-11.
- SCHMIDL, C., MARR, I. L., CASEIRO, A., KOTIANOVÁ, P., BERNER, A., BAUER, H., KASPER-GIEBL, A. & PUXBAUM, H. 2008. Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions. *Atmospheric Environment*, 42, 126-141.
- SEMMENS, E. O., NOONAN, C. W., ALLEN, R. W., WEILER, E. C. & WARD, T. J. 2015. Indoor particulate matter in rural, wood stove heated homes. *Environ Res*, 138, 93-100.
- SEMMLER-BEHNKE, M., TAKENAKA, S., FERTSCH, S., WENK, A., SEITZ, J., MAYER, P., OBERDÖRSTER, G. & KREYLING, W. G. 2007. Efficient elimination of inhaled nanoparticles from the alveolar region: evidence for interstitial uptake and subsequent reentrainment onto airways epithelium. *Environmental Health Perspectives*, 728-733.
- SIGSGAARD, T., FORSBERG, B., ANNESI-MAESANO, I., BLOMBERG, A., BØLLING, A., BOMAN, C., BØNLØKKE, J., BRAUER, M., BRUCE, N., HÉROUX, M.-E., HIRVONEN, M.-R., KELLY, F., KÜNZLI, N., LUNDBÄCK, B., MOSHAMMER, H., NOONAN, C., PAGELS, J., SALLSTEN, G., SCULIER, J.-P. & BRUNEKREEF, B. 2015. Health impacts of anthropogenic biomass burning in the developed world. *European Respiratory Journal*.
- SIMPSON, C. D., PAULSEN, M., DILLS, R. L., LIU, S. L. J. & KALMAN, D. A. 2005. Determination of Methoxyphenols in Ambient Atmospheric Particulate Matter: Tracers for Wood Combustion. *Environmental Science Technology*, 39, 631-637.
- SIOUTAS, C., DELFINO, R. J. & SINGH, M. 2005. Exposure Assessment for Atmospheric Ultrafine Particles (UFPs) and Implications in Epidemiologic Research. *Environmental Health Perspectives*, 113, 947-955.
- STRANGER, M., GEYSKENS, F., VERBEKE, L., SWINNEN, R., POELMANS, D., SWAENS, W. & GOELEN, E. 2012. Surveillance van klachtenvrije woningen. Mol: VITO.
- STRANGER, M., POTGIETER-VERMAAK, S. S. & VAN GRIEKEN, R. 2009. Particulate matter and gaseous pollutants in residences in Antwerp, Belgium. *Sci Total Environ*, 407, 1182-92.
- TERMONIA, P. & QUINET, A. 2004. A new transport index for predicting episodes of extreme air pollution. *Journal of applied meteorology*, 43, 631-640.
- THATCHER, T. L., LAI, A. C., MORENO-JACKSON, R., SEXTRO, R. G. & NAZAROFF, W. W. 2002. Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors. *Atmospheric Environment*, 36, 1811-1819.
- TISSARI, J., HYTÖNEN, K., LYYRÄNEN, J. & JOKINIEMI, J. 2007. A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion. *Atmospheric Environment*, 41, 8330-8344.
- TISSARI, J., LYYRÄNEN, J., HYTÖNEN, K., SIPPULA, O., TAPPER, U., FREY, A., SAARNIO, K., PENNANEN, A. S., HILLAMO, R., SALONEN, R. O., HIRVONEN, M. R. & JOKINIEMI, J. 2008. Fine particle and gaseous emissions from normal and smouldering wood combustion in a conventional masonry heater. *Atmospheric Environment*, 42, 7862-7873.
- VAN GIJZEGHEM, F. 2011. Hernieuwbare warmte: meer doen met biomassa? : ODE Vlaanderen.
- VERPLANKEN, F. Cursus brandweerman: brand & brandbestrijding.

- VITO 2011. Biomassa, verleden, heden en toekomst: Vlaanderen en België.
- VOS, P. E. J., NIKOLOVA, I. & JANSSEN, S. 2012. A high-order model for accurately simulating the size distribution of ultrafine particles in a traffic tunnel. *Atmospheric Environment*, 59, 415-425.
- WALLACE, L. 1996. Indoor Particles: A Review. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46, 98-126.
- WARD, T. J., PALMER, C. P., HOUCK, J. E., NAVIDI, W. C., GEINITZ, S. & NOONAN, C. W. 2009. Community Woodstove Changeout and Impact on Ambient Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Phenolics. *Environmental Science & Technology*, 43, 5345-5350.
- WATSON, J. G., CHOW, J. C. & FUJITA, E. M. 2001. Review of volatile organic compound source apportionment by chemical mass balance. *Atmospheric Environment*, 35, 1567-1584.
- WEVERS, M., DE FRÉ, R. & VANERMEN, G. 2003. PCDD/F and PAH emissions from domestic heating appliances with solid fuels. In: VITO (ed.) *23rd International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs*. Boston.
- WILHELM, M., GHOSH, J. K., SU, J., COCKBURN, M., JERRETT, M. & RITZ, B. 2012. Traffic-Related Air Toxics and Term Low Birth Weight in Los Angeles County, California. *Environmental Health Perspectives*, 120, 132-138.
- WTCB 1984. Vochthuishouding in gebouwen. Brussels: C. De Pauw.
- ZHU, C., KAWAMURA, K. & KUNWAR, B. 2015. Effect of biomass burning over the western North Pacific Rim: wintertime maxima of anhydrosugars in ambient aerosols from Okinawa. *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 1959-1973.

6 Bijlagen

6.1 Bijlage 1: resultaten VOS-analyse VITO

Rapport: **Onderwerp: VOC-analyse (Vluchtige Organische Componenten)**
 Nummer: **L/2016r0480/20**

Monster: Aard: Coconut Shell Charcoal tube (100/50 mg) Lot 2000
 Monstername door: Opdrachtgever Datum monster: 8/12/2015
 Werkgever: Jorg Helsen Datum ontvangst: 1/02/2016
 Monstervolume: 0.117 m³ Datum analyse: 5/02/2016
 Duur: 120 min Datum rapport: 5/02/2016

Identiteit: 1/2. 5099330645 - VITO binnenmeting - 1° s.

RT	Area	Pr #	Productnaam	Conc (µg/m ³)	TLV (mg/m ³)	GW (mg/m ³)
8.091	22.7	108	Ethanol	491.4		1907
8.620	2.5	3	Aceton	33.2	1187	1210
8.766	483.6	107	iso-Propanol	7194.5	492	500
16.430	0.5	23	n-Heptaan	2.5	1640	1664
17.797	0.8	26	Methylcyclohexaan	3.5	1606	1633
19.473	1.1	31	Tolueen	4.9	75	77
21.505	1.1	37	n-Octaan	4.8	1400	1420
24.307	1.5	39	Ethylbenzeen	6.4	86	442
25.124	0.7	0	Niet geïdentificeerd	+		
25.855	1.3	46	o-Xyleen	6.1	434	221
26.368	1.8	48	n-Nonaan	8.1	1050	1065
28.307	1.9	0	Niet geïdentificeerd	+		
28.626	0.7	51	n-Propylbenzeen	3.0		
28.902	1.5	52	3-Ethyltolueen	6.5		
29.020	0.8	53	4-Ethyltolueen	3.6		
29.214	1.1	54	Mesityleen	4.9	123	100
29.732	0.7	55	2-Ethyltolueen	3.0		
30.332	1.9	58	1,2,4-tri-Methylbenzeen	8.6	123	100
30.624	1.4	62	n-Decaan	6.2		
31.540	1.0	61	1,2,3-tri-Methylbenzeen	4.7	123	100
31.949	1.9	169	Limoneen	8.1		
32.073	0.8	0	Niet geïdentificeerd	+		
34.307	1.1	71	n-Undecaan	4.8		
37.553	0.8	130	n-Dodecaan	3.4		
22.707	1.9	40	m-Xyleen	9.5	434	221

Analyse van het tweede deel van het actief kool buisje

Rapport: Onderwerp: VOC-analyse (Vluchtige Organische Componenten)
Nummer: L/2016r5200/55

Monster: Aard: Coconut Shell Charcoal tube (100/50 mg) Lot 2000
 Monstername door: Opdrachtgever Datum monster: 8/12/2015
 Werkgever: Jorg Helsen Datum ontvangst: 1/02/2016
 Monstervolume: 0.117 m³ Datum analyse: 6/02/2016
 Duur: 120 min Datum rapport: 8/02/2016

Identiteit: 2/2. 5099330645 - VITO binnenmeting - 2° s.

RT	Area	Pr #	Productnaam	Conc (µg/m ³)	TLV (mg/m ³)	GW (mg/m ³)
6.659	0.5	0	Niet geïdentificeerd	+		
8.092	14.6	108	Ethanol	319.0		1907
8.772	8.2	107	iso-Propanol	123.8	492	500

Opmerking:

6.2 Bijlage 2: resultaten VOS-analyse Struikenlei

Rapport: **Onderwerp:** VOC-analyse (Vluchtige Organische Componenten)
Nummer: L/2016r0669/44

Monster: Aard: Coconut Shell Charcoal tube (100/50 mg) Lot 2000
 Monstername door: Opdrachtgever Datum monster: 9/02/2016
 Werkgever: Jorg Helsen Datum ontvangst: 22/02/2016
 Monstervolume: 0.143 m³ Datum analyse: 23/02/2016
 Duur: 143 min Datum rapport: 25/02/2016

Identiteit: 1/2. nr 7 - 5099330651 - Struikenlei - 1° s.

RT	Area	Pr #	Productnaam	Conc (µg/m ³)	TLV (mg/m ³)	GW (mg/m ³)
7.417	2.3	0	Niet geïdentificeerd	+		
7.718	7.3	0	Niet geïdentificeerd	++		
8.095	1.8	108	Ethanol	30.7		1907
8.620	3.8	3	Aceton	42.4	1187	1210
8.767	187.3	107	iso-Propanol	2382.6	492	500
14.330	0.7	14	Benzeen	2.4	1.6	3.25
19.471	0.6	31	Tolueen	2.0	75	77
28.310	0.7	0	Niet geïdentificeerd	+		
31.945	29.2	169	Limoneen	104.4		

2de deel van het actief koolbuisje

Rapport: **Onderwerp:** VOC-analyse (Vluchtige Organische Componenten)
Nummer: L/2016r5321/80

Monster: Aard: Coconut Shell Charcoal tube (100/50 mg) Lot 2000
 Monstername door: Opdrachtgever Datum monster: 9/02/2016
 Werkgever: Jorg Helsen Datum ontvangst: 22/02/2016
 Monstervolume: 0.143 m³ Datum analyse: 24/02/2016
 Duur: 143 min Datum rapport: 25/02/2016

Identiteit: 2/2. nr 7 - 5099330651 - Struikenlei - 2° s.

RT	Area	Pr #	Productnaam	Conc (µg/m ³)	TLV (mg/m ³)	GW (mg/m ³)
----	------	------	-------------	------------------------------	-----------------------------	----------------------------

8.097	1.5	108	Ethanol	25.1		1907
8.773	11.3	107	iso-Propanol	142.7	492	500

6.3 Extra informative VOC-analyses

Bijkomende informatie met betrekking tot de VOC-analyse

Beproevingmethode:

Naam:	Meting van vluchtige organische componenten (VOCs).
Onderwerp:	De VOC-analyse is gericht op het opsporen en doseren van organische oplosmiddelen in luchtstalen genomen op actieve kool, in oplosmiddelenmengsels of in viskeuze en vaste monsters. Een lijst met producten die in deze analyse kunnen worden bepaald, bevindt zich in bijlage. Elk monster wordt systematisch onderzocht op de aanwezigheid van de componenten die in deze lijst zijn opgenomen. In het monster aanwezige producten die niet tot de gegeven lijst behoren, worden als niet-geïdentificeerde componenten in het verslag vermeld.
Erkenning:	Het Laboratorium voor Arbeidshygiëne en Toxicologie is erkend voor de meting van 180 vluchtige organische componenten (lijst in bijlage), volgens de meetprocedure PM001_VOCs op basis van het Koninklijk besluit van 31 maart 1992 (ministerieel besluit van 20 december 2012).
Referenties:	NIOSH methoden: 1500, 1501, 1552 1003, 1005, 1019, 1022 1300, 1301, 1400, 1401, 1402, 1403, 1450, 1454, 1457, 1458, 1459, 1602, 1604, 1609, 1615, 1618, 2500, 2508
Beschrijving:	Monsters worden chemisch gedesorbeerd of geëxtraheerd met koolstofdисульфide (CS ₂). Er wordt een simultane gas-chromatografische analyse uitgevoerd met vlamionisatie-detectie (GC-FID) op capillaire kolommen van 60 m met verschillende fasen. Identificatie van de in het monster aanwezige componenten wordt uitgevoerd a.h.v. een product-specifieke set van relatieve retentietijden (RRT). Kwantificering van de geïdentificeerde componenten wordt uitgevoerd a.h.v. product-specifieke relatieve responsfactoren (RRF) die in het laboratorium voor elke component worden bepaald en rekening houdend met de nodige specifieke berekeningsparameters (o.m. desorptie-efficiëntie) en de door de opdrachtgever verstrekte monsternamegegevens. De desorptie-efficiëntie in CS ₂ van elke component wordt over een relevant concentratiegebied bepaald voor de actieve koolbuisjes die het laboratorium aanwendt en verdeelt, zijnde type NIOSH SKC 100/50 mg Lot 2000. Voor polaire producten wordt de desorptie-efficiëntie bepaald a.h.v. een vooraf opgestelde functie die de relatie beschrijft tussen de desorptie-efficiëntie en de eigen productconcentratie.
Voorbehoud:	Bij monsternamen op actieve koolbuizen gelden de weergegeven concentraties onder voorbehoud van de door de opdrachtgever verstrekte monsternamengegevens en de berekeningsparameters, die in het laboratorium werden bepaald voor actieve koolbuisjes van het type NIOSH SKC 100/50 mg Lot 2000. Bij monsternamen op passieve monitors gelden de weergegeven concentraties onder voorbehoud van de door de opdrachtgever vermelde bemonsteringsduur en de door de producent van de monitor verstrekte berekeningsparameters.
Grenswaarden:	TLV's zijn de 2015 Threshold Limit Values van ACGIH. GW's zijn de Belgische grenswaarden (KB 9 maart 2014).
Rapporteringsgrens:	Voor arbeidshygiënische toepassingen bedraagt de rapporteringsgrens 1 mg/m ³ -of 1/100 TLV voor producten met een TLV beneden 100 mg/m ³ - bij een monstervolume van tenminste 10 L. Uitzonderingen op deze algemene rapporteringsgrens vormen acrylonitril (0.80 mg/m ³), allyl alcohol (0.12 mg/m ³), benzeen (0.05 mg/m ³), benzylchloride (0.07 mg/m ³), chloroform (0.69 mg/m ³), 2-ethoxyethanol (0.69 mg/m ³), ethylacrylaat (0.40 mg/m ³), gamma-butyrolacton (1.3 mg/m ³), 2-methoxyethanol (3.3 mg/m ³), methylacrylaat (0.18 mg/m ³), methylformiaat (1.1 mg/m ³), methylglycolacetaat (0.20 mg/m ³), methyliodide (0.72 mg/m ³), tetrachloormethaan (0.9 mg/m ³), 1,1,2,2,-tetrachloorethaan (0.29 mg/m ³) en 1-methyl-2-pyrrolidon (2.9 mg/m ³) bij een monstervolume van tenminste 10 L. Voor oplosmiddelenmengsels of vaste monsters bedraagt de rapporteringlimiet 0.1 % w/v of 0.1 % w/w.

Detectiegrens: De absolute detectiegrens is product-specifiek en bedraagt < 0.5 - 5 µg per ml desorptievloeistof. Uitzondering op deze algemene detectiegrens vormt 1-methyl-2-pyrrolidon (29 µg/ml).

Meetonzekerheid: De totale meetonzekerheid, inclusief de fout op een actieve monsternamen -waarvan kan gesteld worden dat ze één van de meer belangrijke fouten is in de hele methode-, wordt geschat op 10%. De analytische afwijking is bijgevolg ruim kleiner dan 10%.

Semi-kwantitatief: Als voor een component 1 of meer berekeningsparameters ontbreken, alsook voor niet-geïdentificeerde producten, wordt de concentratie semi-kwantitatief aangegeven als volgt:

Code	Arbeidshygiënisch monster	Milieumonster	Oplosmiddelenmengsel of vast monster
-	< 1 mg/m ³ en > 1/100 TLV	< 1 µg/m ³	< 1 % w/v of w/w
+	1 - 10 mg/m ³	1 - 10 µg/m ³	1 - 10 % w/v of w/w
++	10 - 100 mg/m ³	10 - 100 µg/m ³	10 - 100 % w/v of w/w
+++	> 100 mg/m ³	> 100 µg/m ³	

Geldigheid: De beproevingsresultaten hebben enkel betrekking op het beproevingsobject (monster) dat wordt aangegeven op de voorzijde van dit rapport. Dit rapport dient steeds, volledig en met vermelding van de originele paginering, te worden toegevoegd bij verdere verwerking van de analyseresultaten. In voorkomend geval dat het laboratorium de monsterneming niet zelf heeft verricht, draagt het alleen de verantwoordelijkheid voor de analyse van de geleverde monsters.

6.4 Bijlage 4: analyseresultaten VOS-metingen op Tenax TA®

component	MP houtverbranding	MP blanco	KK houtverbranding	KK blanco	WN houtverbranding	WN blanco	BC houtverbranding	BC blanco
2-methylpentaan	7.832	0.918	0.220	0.082	0.023	0.662	0.153	0.108
1-hexeen	0.136	0.143	0.094	0.062	0.068	0.029	0.859	0.387
hexaan	0.554	0.183	0.175	0.154	0.058	0.133	0.171	0.141
chloroform	0.056	0.023	0.028	0.047	0.012	0.025	0.024	0.024
1,1,1-trichloorethaan	0.005	0.002	0.004	0.005	0.002	0.003	0.021	0.013
1,2-dichloorethaan	0.069	0.029	0.055	0.096	0.016	0.052	0.016	0.021
benzeen	0.698	0.382	1.037	0.597	0.170	0.248	0.566	0.365
tetrachloormethaan	0.249	0.125	0.137	0.240	0.130	0.140	0.114	0.132
3-methylhexaan	0.146	0.177	0.070	0.047	0.069	0.067	0.064	0.065
1-hepteen	0.124	0.146	0.089	0.058	0.087	0.076	0.147	0.200
iso-octaan	0.466	0.134	0.011	0.015	0.005	0.006	0.005	0.004
n-heptaan	0.882	1.238	0.352	0.535	0.978	0.801	0.498	0.397
trichloorethyleen	0.020	0.013	0.023	0.020	0.005	0.000	0.015	0.010
methylcyclohexaan	0.037	0.136	0.057	0.029	0.152	0.099	0.432	0.287
2-methylheptaan	0.164	0.040	0.079	0.075	0.702	0.434	0.118	0.083
tolueen	1.930	1.038	1.582	1.575	1.734	1.299	1.209	1.063
3-methylheptaan	0.053	0.074	0.029	0.012	0.419	0.243	0.045	0.028
tetrachloorethyleen	0.072	0.049	0.073	0.038	0.053	0.049	0.053	0.035
chloorbenzeen	0.032	0.012	0.048	0.014	0.019	0.011	0.060	0.006
ethylbenzeen	1.303	0.305	0.365	0.380	1.508	1.009	0.262	0.140
m,p-xyleen	0.813	0.440	0.711	0.678	3.068	2.200	0.569	0.246
styreen	6.189	0.671	0.479	0.475	0.329	0.818	0.251	0.122
o-xyleen	0.476	0.246	0.478	0.314	0.000	1.674	0.302	0.183
nonaan		0.389	0.197	0.340	7.455	6.706	0.384	0.599

alfa-pineen	3.380	9.458	5.810	13.588	1.146	3.086	1.981	32.546
propylbenzeen	0.270	0.143	0.155	0.174	1.718	1.212	0.136	0.368
m-ethyltolueen	1.794	1.525	1.033	1.088	6.971	5.825	0.900	1.904
1,3,5-trimethylbenzeen	0.352	0.150	0.202	0.179	3.106	2.372	0.203	0.406
1,2,4-trimethylbenzeen	1.737	0.864	0.766	0.731	6.742	6.168	0.691	1.986
decaan	4.364	0.510	0.273	0.709	9.494	9.918	0.562	4.877

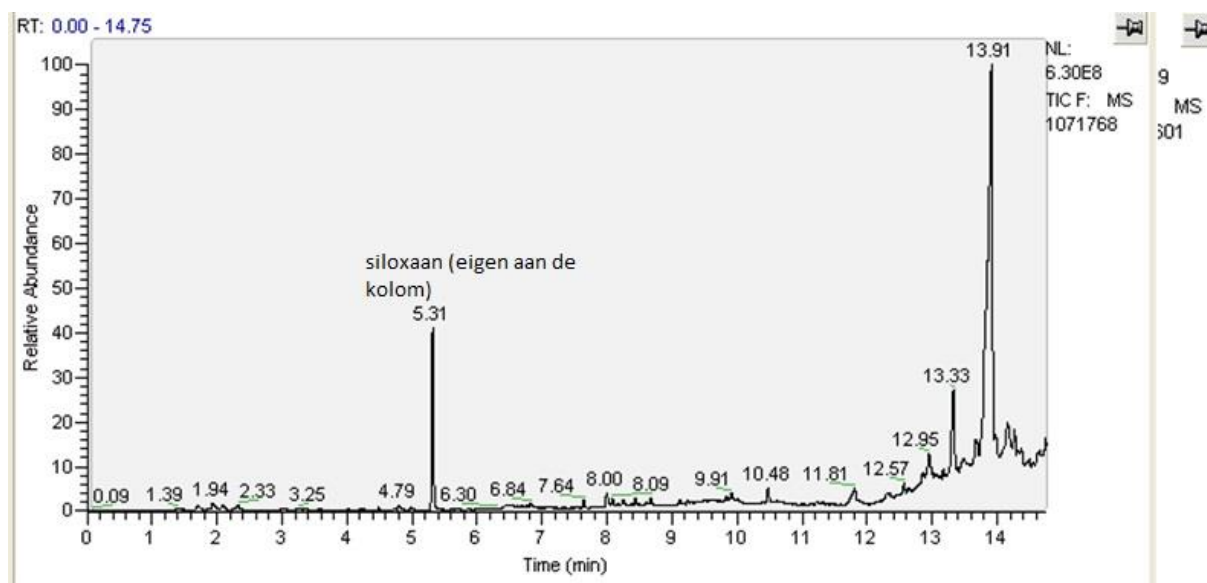
Bovenstaand de resultaten van de metingen op Tenax TA®. De resultaten zijn weergegeven in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en werden berekend door de waarden bekomen na de analyse te verminderen met het blanco buisje, vervolgens om te zetten naar $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en het bemonsterd volume om te zetten naar m^3 . De componenten in het blauw werden via een literatuurstudie teruggevonden bij emissiemetingen van houtverbranding, de rode componenten zijn componenten die werden gedetecteerd bij bosbranden. Voor de componenten met zwarte achtergrond werden geen gegevens gevonden.

6.5 Bijlage 5: resultaten student t-test VOS

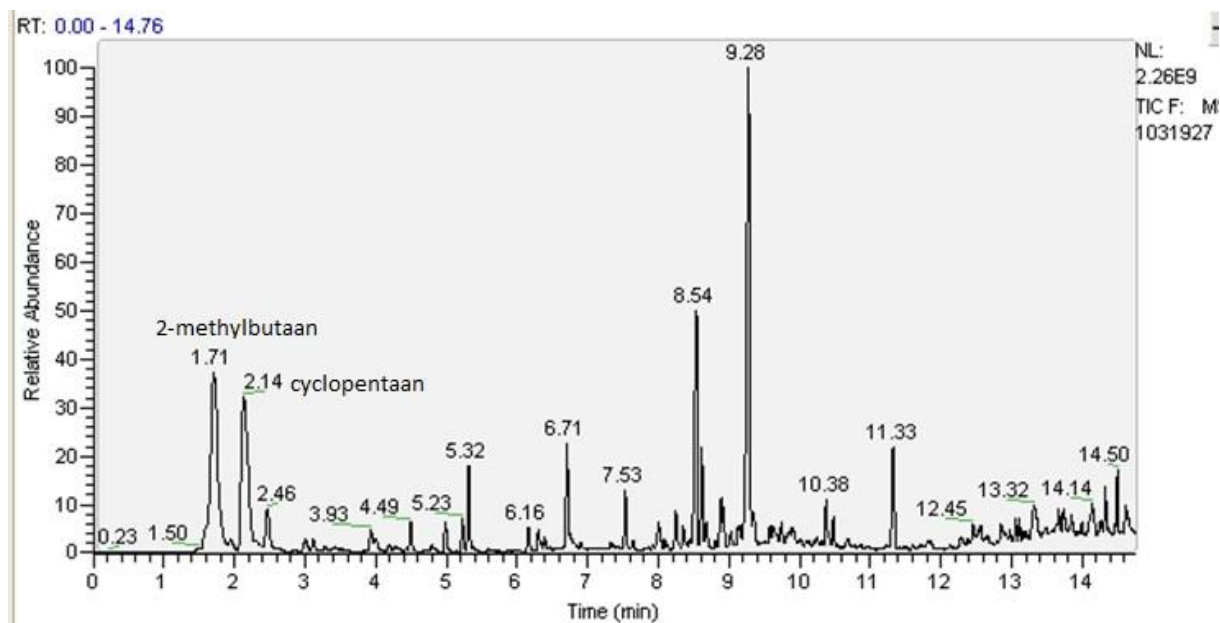
Component	t-waarde	p-waarde
2-methylpentaan	Wilcox.test	0,313
1-hexeen	0.472	0.334
Hexaan	Wilcox.test	0.316
Chloroform	Wilcox.test	0.605
1,1,1-trichloorethaan	Wilcox.test	0.290
1,2-dichloorethaan	Wilcox.test(0.813
Benzeen	1.98	0.07
Tetrachloormethaan	Wilcox.test	0.688
3-methylhexaan	Wilcox.test(0.563
1-hepteen	-0.458	0.661
Iso-octaan	Wilcox.test	0.5
n-heptaan	-0.526	0.682
Trichloorethyleen	6.123	0.0047
Methylcyclohexaan	Wilcox.test	0.313
2-methylheptaan	Wilcox.test	0.0625
tolueen	1,892	0.0774
3-methyheptaan	Wilcox.test	0.313
Tetrachloorethyleen	Wilcox.test	0.0625
Chloorbenzeen	2.934	0.0304
Ethylbenzene	1,769	0.0876
M,p-xyleen	2.304	0.0523
Styreen	Wilcox.test	0.313
o-xyleen	Wilcox.test	0.438
Nonaan	Wilcox.test	0.438
Alfa-pineen	Wilcox.test	1
Propylbenzeen	Wilcox.test	0.438
m-ethyltolueen	Wilcox.test	0.438
1,3,5-trimethylbenzeen	Wilcox.test	0.313

1,2,4-trimethylbenzeen	Wilcox.test	0.438
Nonaan	Wilcox.test	0.813

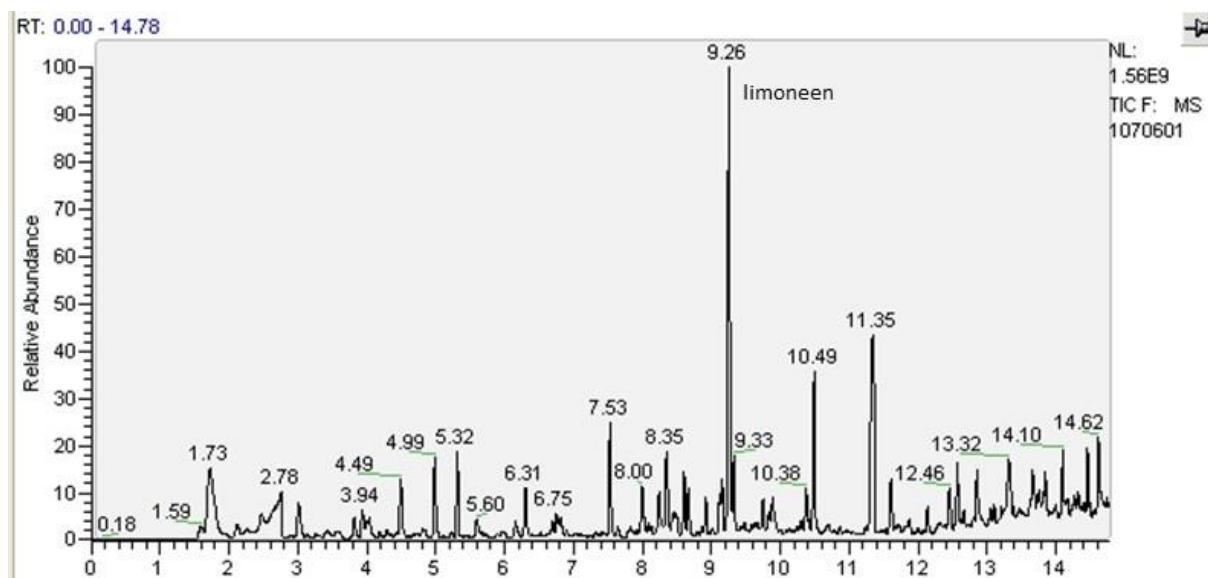
6.6 Bijlage 6: blanco desorptiebuisje



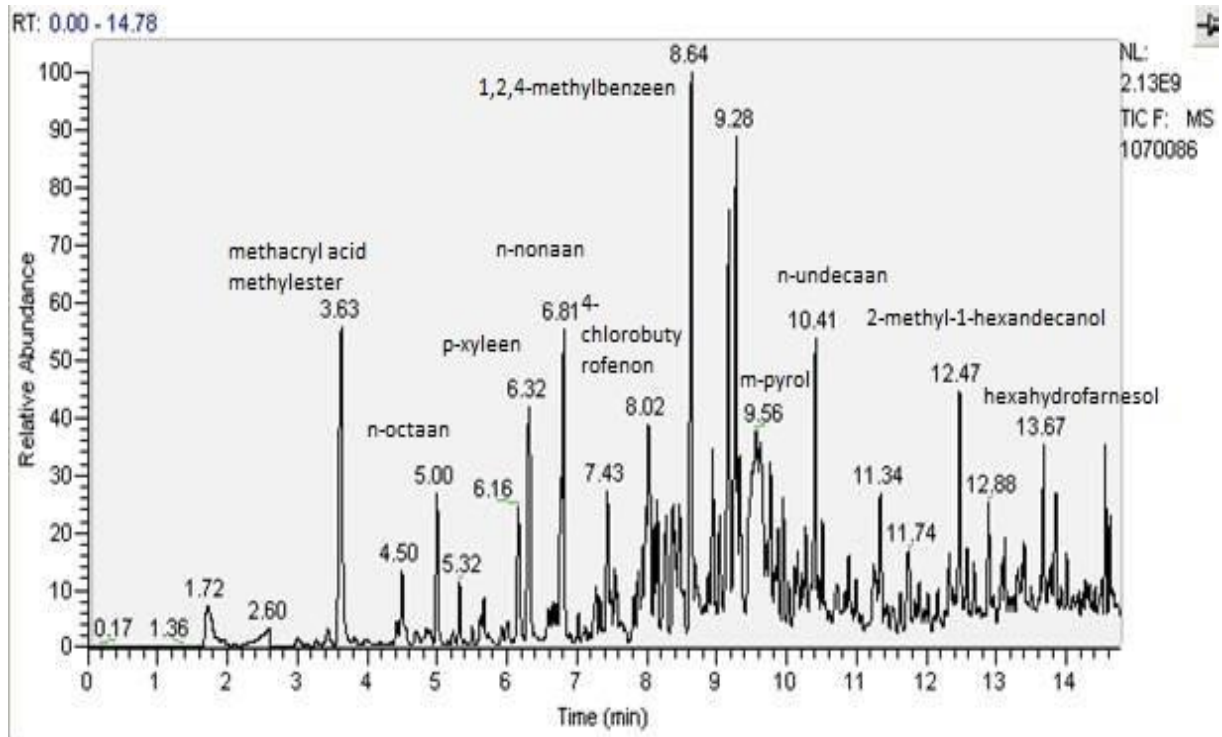
6.7 Bijlage 7: chromatogram meetpunt MP houtverbranding in werking



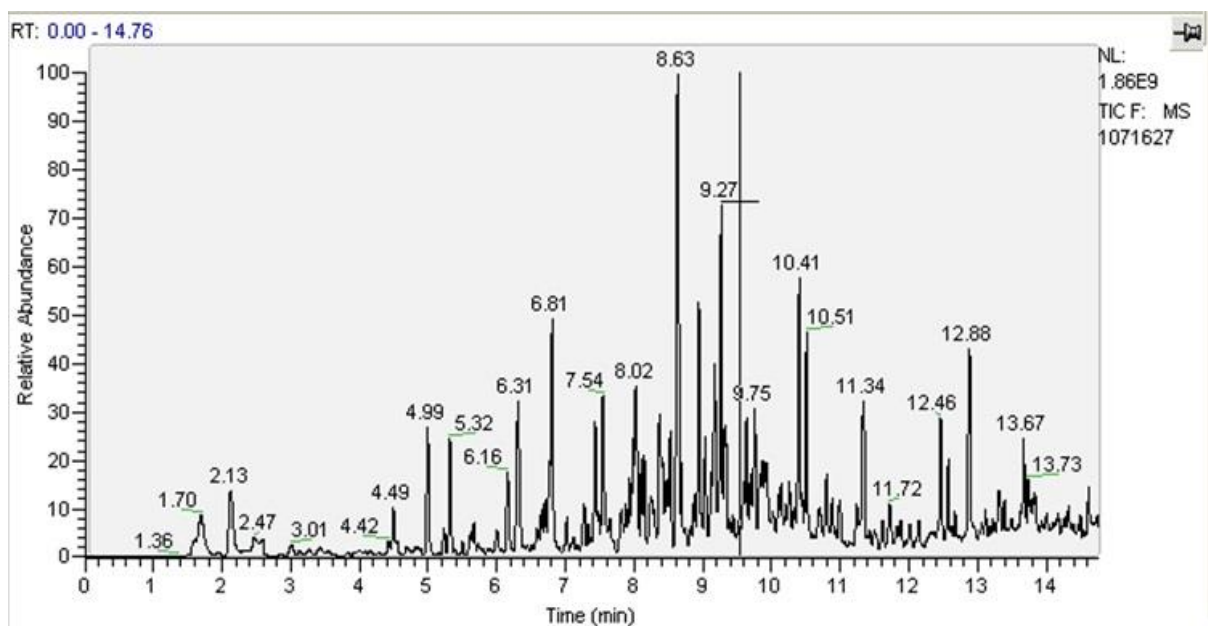
6.8 Bijlage 8: chromatogram meetpunt MP blanco meting



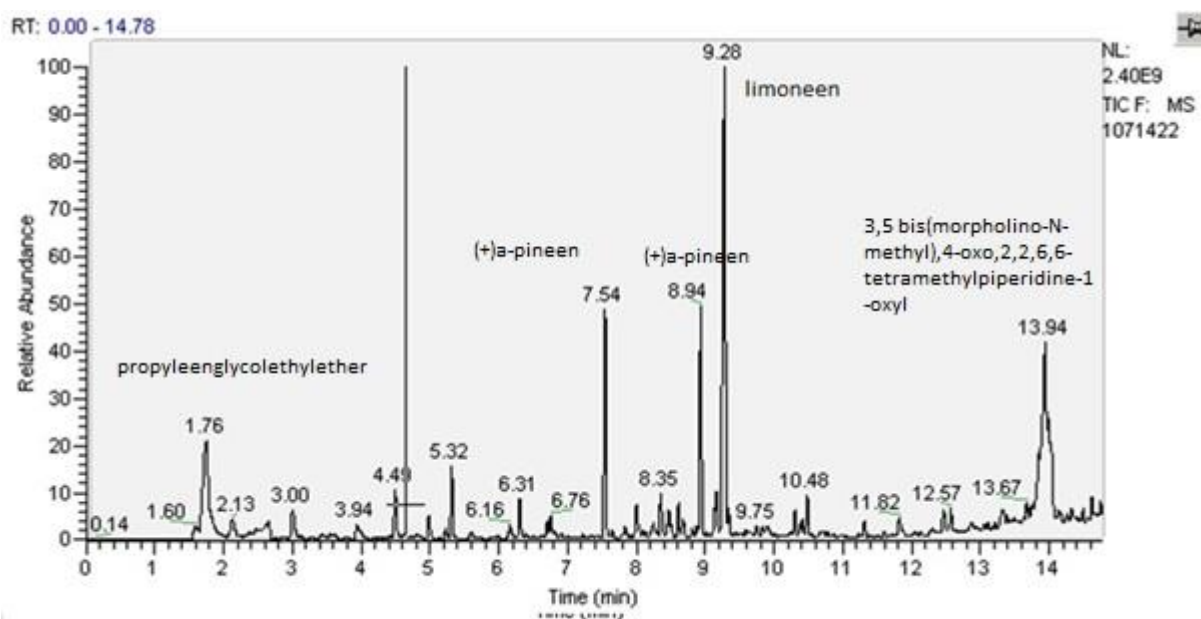
6.9 Bijlage 9: chromatogram meetpunt WN houtverbranding in werking



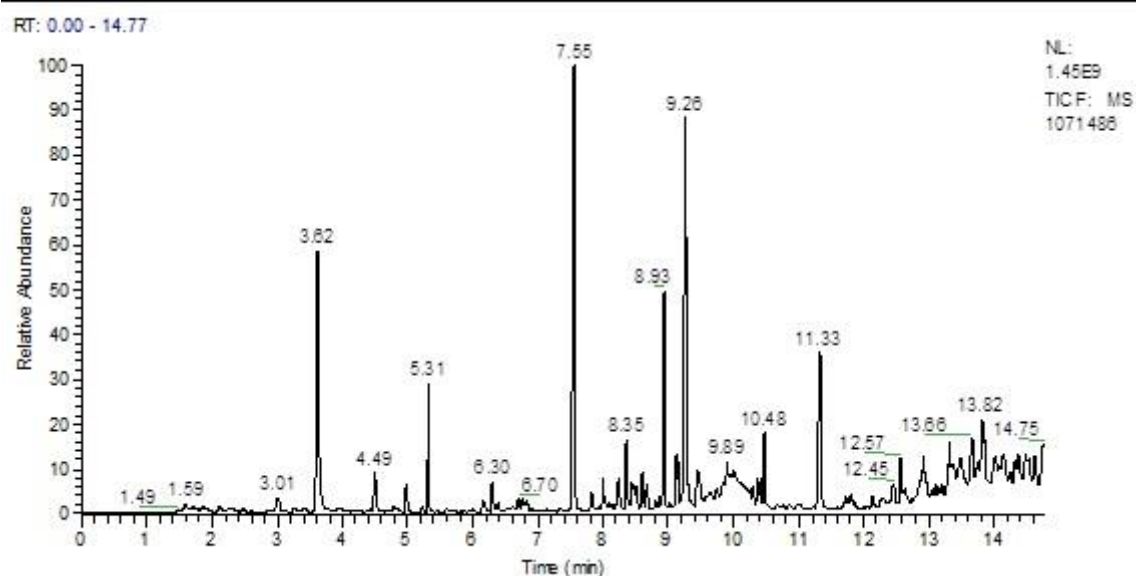
6.10 Bijlage 10: chromatogram meetpunt WN blanco meting



6.11 Bijlage 11: chromatogram meetpunt KK in werking



6.12 Bijlage 12: chromatogram meetpunt KK blanco meting



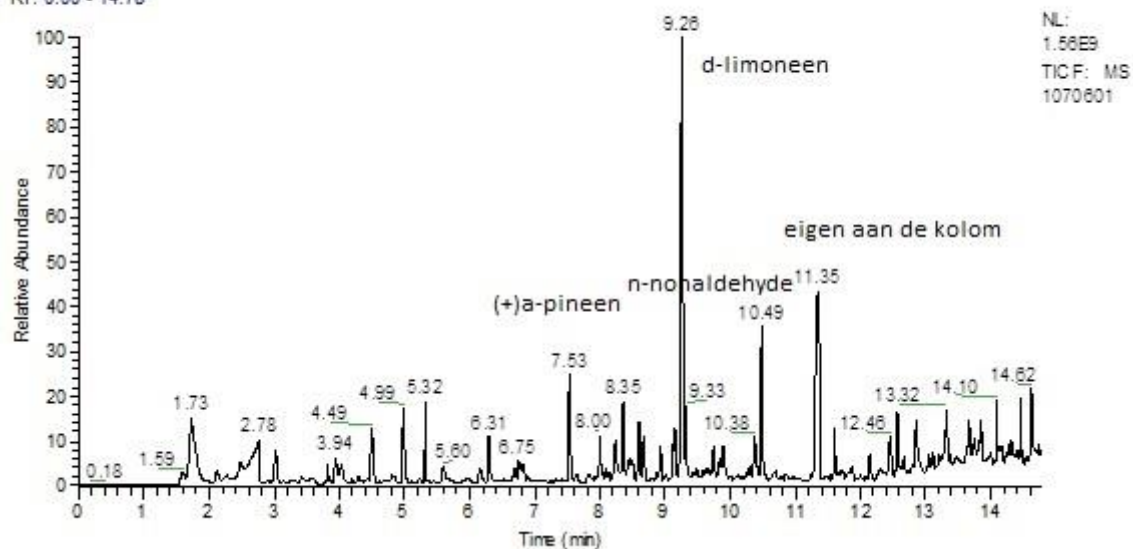
6.13 Bijlage 13: chromatogram meetpunt BC in werking

C:\Beveren\data\JORG\

27/04/2016 20:33:38

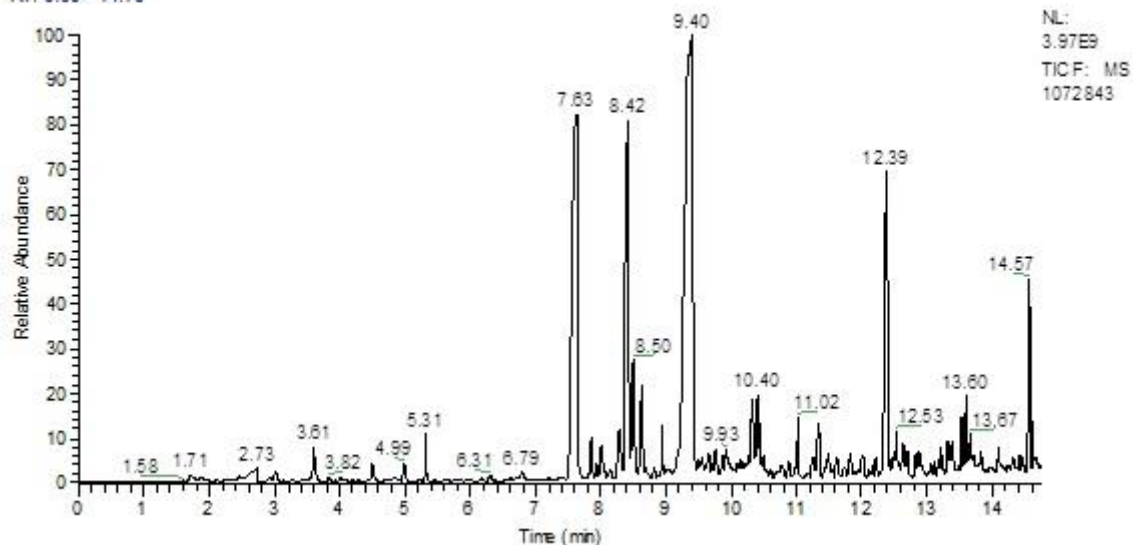
C:\Beveren\data\JORG\1070601

RT: 0.00 - 14.78



6.14 Bijlage 14: chromatogram meetpunt BC blanco

RT: 0.00 - 14.78



6.15 Bijlage 15: chromatogram meetpunt EL in werking

