

Partikulær forurensning i en nullutslippsbolig

Merete Wærstad

Helse, miljø og sikkerhet

Innlevert: juni 2017

Hovedveileder: Kristin V Hirsch Svendsen, IØT

Medveileder: Maria Justo-Alonso, Sintef Byggforsk

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse

Oppgavetekst/Problembeskrivelse

Oppgaven består av å gjennomføre målinger av partikulær forurensning i ZEB Living lab, en nullutslippsbolig. Målet med oppgaven er å undersøke variasjoner, konsentrasjoner av antall partikler og størrelsesfordeling innendørs i et meget energieffektivt bygg, og med dette finne ut i hvor stor grad partikler med utendørs opprinnelse trenger inn i bygningskroppen til et godt isolert bygg.

Rapporten tar for seg følgende oppgaver og problemstillinger:

- Undersøke tidligere forskning innen partikulær forurensning i ulike typer bygninger.
- Studere eventuelle variasjoner av partikler med ulike størrelser innendørs i en nullutslippsbolig gjennom ukedagene og ulike tider på døgnet.
- Måle partikler som kommer fra infiltrasjon gjennom bygningsmassen (UFP og større fraksjoner hovedsakelig fra trafikk) ved å sammenligne og studere forholdet mellom innendørs og utendørs partikkelnivå.
- Ta målinger samtidig i ulike typer bygg med forskjellig standard (både konvensjonelle bygg og lavenergibygge) i et likt miljø og på samme lokasjon for å måle infiltrasjon gjennom bygningsmassen fra utendørs kilder, og vurdere eventuelle forskjeller.
- Kartlegge hvilke størrelser som trenger lettest gjennom en bygningskropp.
- Undersøke om det er en sammenheng mellom partikkelforurensning innendørs og klimatiske forhold.
- Sammenligne resultater av innendørs partikkelnivå med utendørs luftforurensningsnivå i Trondheim.
- Diskutere mulige kilder til genereringen av partikler, og om det er innendørs eller utendørs kilder som har størst betydning for innendørs konsentrasjon i et bygg med høy grad av isolasjon.

Forord

Denne masteroppgaven er utført våren 2017, og er basert på en litteraturstudie skrevet høsten 2016. Arbeidet i oppgaven er utført som en siste avhandling for å oppnå Mastergrad i Helse, Miljø og Sikkerhet ved Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU).

Formålet med oppgaven har vært å undersøke og analysere konsentrasjonsnivå og variasjon av partikulær forurensning i Living Lab, en nullutslippsbolig (ZEB - Zero Emission Building). Bygget er lokalisert ved Perleporten på Gløshaugen og finansieres av Norges forskningsråd, NTNU og Sintef.

Jeg ønsker å rette en stor takk til Kristin V Hirsch Svendsen for god og inspirerende veiledning, til Maria Justo-Alonso for blant annet hjelp med organisering av målingene i Living Lab, og til Rikke Bramming Jørgensen for opplæring i måleinstrumenter og tilhørende programmer. Jeg vil takke alle tre for engasjement, hjelp og innspill til oppgaven.

Trondheim, 12. juni 2017

Merete Wærstad

Sammendrag

Bakgrunnen for denne masteroppgaven er en kombinasjon av den økende bekymringen angående negative helseeffekter knyttet til partikkelforurensning, og en økende grad av isolering i nye energieffektive bygninger. Forskere hevder at isolering av bygg vil føre til en reduksjon av eksponering for partikler med utendørs opprinnelse, noe som vil ha positive konsekvenser for menneskers helse. Imidlertid vil det også lede til en økning av partikler innendørs ved aktiviteter som matlaging og kilder som stearinlys og vedfyring, noe som vil påvirke helsen i negativ grad. Flere studier hevder at trafikk er en av hovedkildene til partikkelforurensning også innendørs ettersom partikler trenger gjennom bygningskallet, og bidrar til partikkelnivået innendørs. Siden mennesker tilbringer mesteparten av tiden sin innendørs, opptil 90 % og mer, er det innendørs at eksponering for partikler og forurensninger forekommer i størst grad.

På bakgrunn av dette er det utført partikkelmålinger for å kartlegge hvilke partikkelstørrelser og i hvor stor grad partikler fra utendørs kilder trenger inn i bygningskroppen til et godt isolert bygg. Målingene ble utført i ZEB Living Lab, en nullutslippsbolig lokalisert på Gløshaugen i Trondheim, i perioden februar til april 2017. Partikler av ulik størrelse ble undersøkt, både ultrafine og fine fraksjoner med partikkeldiameterer fra 0,01 μm til 10 μm , utendørs og innendørs i ulike typer bygg.

Ideelt sett skal ingen partikler komme fra infiltrasjon inn i de mest energieffektive og isolerte bygningene, og forurensninger vil da kun komme fra innendørs kilder. Resultatene fra målingene av fine og ultrafine partikler i nullutslippshuset Living Lab var derfor ikke som forventet på forhånd. De viser at det i stor grad er variasjoner av nummerkonsentrasjoner for både fine og ultrafine partikler gjennom ukedagene og tid på døgnet, selv om bygget var uten menneskelig aktivitet og partikkelgenererende innendørs kilder.

Store ulikheter i innendørs variasjoner og nivåer gjaldt spesielt for ultrafine partikler. Det var et stort spenn i måleresultatene, og det finnes ingen normal profil for hvordan ultrafine partikler varierer i løpet av dagen. Målingene viser at på dagene med høyest konsentrasjonsnivå av ultrafine partikler med størrelse 0,01–1,0 μm inne i Living Lab er det et lavt nivå av fine partikler med størrelse 0,3–10 μm . På dagene med høyest konsentrasjonsnivå av fine partikler inne i Living Lab viser resultatene det motsatte, altså et lavt nivå av ultrafine partikler samme dag. Det er forhøyde konsentrasjonsnivåer som varierer i takt med både utendørs forurensningsnivå og trafikkmønsteret i mange av målingene, men det kan ikke konkluderes med at en spesiell kilde utgjør variasjonene i Living Lab. Resultatene viser imidlertid at utendørs kilder høyst sannsynlig har en innvirkning på konsentrasjon av både fine og ultrafine partikler innendørs.

Målinger av utendørs forurensning gjort av Trondheim kommune i Elgesetergate ble brukt til sammenligning med innendørs partikkelnivå. Konsentrasjonsnivået og dagsvariasjonen av fine partikler innendørs i Living Lab korrelerte signifikant med forurensningsnivået av PM_{2.5} utendørs. Dagene med høyest nivå av PM_{2.5} utendørs hadde også høyest nivå av fine

partikler innendørs. Gjennomsnitt og maksimumkonsentrasjon av innendørs fine partikler var i tillegg negativt korrelert med gjennomsnittstemperatur og minimumstemperatur, noe som kan tyde på at finfraksjonen innendørs påvirkes av utetemperatur og øker i konsentrasjon på kalde dager. Dette stemmer med målinger gjort av andre i tidligere studier. Samtlige av måleresultatene av finfraksjonen viser at nivået av antall partikler stiger voldsomt på kveldstid rundt klokken 21, men det er uvisst hvorfor dette skjer. En mulig forklaring kan være at det genereres fine partikler fra biobrensel og vedfyring i husene nær Living Lab. Resultatene fra målingene av fine partikler tilsier at det er relativt lett for partikler med partikkeldiameter 0,3–10 μm å trenge inn i Living Lab. Andre studier gjort i ulike typer bygg har også gjort lignende funn i sine rapporter.

Målinger av forholdet mellom innendørs og utendørs nivå av ultrafine partikler ble også utført, der to like instrumenter var plassert inne i Living Lab og i ventilasjonssystemets tilluftskanal. Forholdet viser at ultrafine partikler akkumulerer i bygningen, og hopper seg opp med en jevnt stigende kurve over hele dagen. Gjennomsnittet av forholdet viser en verdi på under 1 tidlig om morgenen, og det når en maksimumsverdi på cirka 3,5 på kvelden som anses som svært høy.

Partikkel nummerkonsentrasjonen av ultrafine partikler ble målt og sammenlignet i to bygg med ulik standard på samme lokasjon, Living lab og Gløshaugen Legesenter som er et eldre bygg fra 1990. Begge byggene har effektive balanserte ventilasjonsanlegg. Store forskjeller ble funnet, der både nivået av partikkelkonsentrasjon og variasjonene var langt større i Living Lab ved alle målingene. Det samme viser seg også å gjelde i forhold til en tidligere studie der partikkelmålinger er foretatt i et eldre bygg med naturlig ventilasjon i Elgesetergate i Trondheim.

Hovedkonklusjonen som trekkes fra resultatene i denne oppgaven er at nivåene for konsentrasjon av ultrafine partikler ligger svært mye høyere i Living Lab enn i tradisjonelle bygg. Basert på målingene i denne studien antyder dette at svært energieffektive hus kan gå på bekostning av et helsemessig inneklima, i form av høy partikulær forurensning.

Summary

The background for this master's thesis is a combination of the growing concern regarding adverse negative health effects associated with particulate pollution and an increasing degree of insulation in new energy efficient buildings. Researchers state that insulation of buildings will lead to a reduction of exposure to particles of outdoor origin, which will have positive consequences for human health. However, it will also lead to an increase of particles indoors by activities such as cooking and sources like candles and wood burning, which will adversely affect health. Several studies claim that traffic is one of the main sources of particulate pollutants also indoors in buildings as particles penetrate the building envelope and contribute to the internal particle level. Since people spend most of their time indoors, up to 90 % and more, it is indoors that exposure to particles and contaminants occurs to the greatest extent.

Based on this, particle measurements have been carried out to identify and analyze which particle sizes and to what extent particles from outdoor sources enter the building structure of a well insulated building. The measurements were performed in ZEB Living Lab, a zero emission building located at Gløshaugen in Trondheim, in the period between February to April 2017. Different particle sizes were examined, both ultrafine and fine fractions with particle diameters ranging from 0,01 μm to 10 μm , outdoors and indoors in different types of buildings.

Ideally, no particles will come from infiltration into the most energy efficient and isolated buildings, and pollutants will then only come from indoor sources. The results of the measurements of fine and ultrafine particles in the zero emission building Living Lab were therefore not as expected in advance. They show that there are large variations of particle number concentrations throughout the weekdays, even though the building was without human activity and particle generating indoor sources.

Major inequalities in indoor variations and levels were especially apparent for ultrafine particles. There was a wide range in the measurement results, and there is no normal profile for how ultrafine particles vary during the day. The measurements show that on the days with the highest concentration level of ultrafine particles of size 0.01-1.0 μm inside the Living Lab there is a low level of fine particles of size 0.3-10 μm . On the days with the highest concentration of fine particles in Living Lab, the results show the opposite, that is, a low level of ultrafine particles the same day. There are elevated concentration levels that vary in line with both the outdoor pollution level and the traffic pattern in many of the measurements, but it can not be concluded that one source in particular constitutes the variations in Living Lab. However, the results show that outdoor sources are most likely to affect the concentration of both fine and ultrafine particles indoors.

Measurements of outdoor pollution conducted by Trondheim municipality in Elgesetergate were used in comparison with indoor particle levels. The concentration level and daily variations of fine particles indoors in Living Lab had significant correlation with the $\text{PM}_{2.5}$

pollution level outdoors. The days with the highest level of PM_{2.5} outdoors also had the highest level of fine particles indoors. The average and maximum concentration of indoor fine particles were also negatively correlated with average temperature and minimum temperature, which may indicate that the fine fraction indoors is affected by outdoor temperature and increases in concentration on cold days. These results are similar to measurements observed by others in previous comparable studies. All the measurement results of fine particles show that the level of particles increases dramatically in the evening around 21 o'clock, but it is uncertain why this happens. One possible explanation may be that fine particles are generated from biofuels and wood burning stoves in the houses near Living Lab. The results for fine particulate measurements indicate that it is relatively easy for particles with a particle diameter of 0.3-10 µm to penetrate Living Lab. Other studies conducted in different types of buildings have also made similar findings in their reports.

Measurements of the ratio of indoor and outdoor level of ultrafine particles were also performed, where two equal instruments were located inside the Living Lab and in the ventilation system supply air duct. The relationship shows that ultrafine particles accumulate in the building and pile up with a steadily rising curve throughout the day. The average ratio shows a value of less than 1 in the morning and reaches a maximum of 3.5 in the evening which is considered very high.

Particle number concentration of ultrafine particles were measured and compared in two buildings of different standards at the same location, Living Lab and Gløshaugen medical center, an older building from 1990. Both buildings have efficient balanced ventilation systems. Large differences were found, where both the level of particle concentration and the variations were far greater in Living Lab in all measurements. The same proves to be true in relation to a previous study where particle measurements were made in an older building in Elgesetergate in Trondheim with natural ventilation.

The main conclusion drawn from the results of this assignment is that the levels of ultrafine particulate concentration are much higher in Living Lab than in traditional buildings. Based on the measurements in this study, this indicates that highly energy efficient homes may be achieved at the expense of a healthy indoor climate, in the form of high particulate pollutants.

Innholdsfortegnelse

Forord	ii
Sammendrag	iv
Summary	vi
Figurer og tabeller	x
Definisjoner og forkortelser	xiv
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn og hensikt	1
1.2 Problembeskrivelse	2
1.3 Avgrensninger	2
2 ZEB Living Lab	3
2.1 Konseptet nullutslippsbygg	3
2.2 Tekniske detaljer.....	4
3 Partikulær forurensning	8
3.1 Størrelsesfraksjoner og deponering av partikler i luftveiene.....	8
3.2 Partikkelstørrelse og kilder	11
3.3 Helseeffekter	13
3.4 Målemetoder	15
3.5 Normer og krav.....	16
4 Innendørs partikkelforurensning.....	17
4.1 Innvirkende faktorer	17
4.1.1 Ventilasjon og luftutvekslingsrate	17
4.1.2 Infiltrasjon og penetreringsfaktor.....	18
4.2 Partikkelmålinger utført i ulike innemiljøer	19
4.2.1 Partiklers gjennomtrengning av bygg	19
4.2.2 Forhold mellom innendørs og utendørs partikkelnivå	20
4.2.2 Eldre bygg med naturlig ventilasjon	24
4.2.3 Energieffektive bygg	25
5 Metode	28
5.1 Måleplan	28
5.1.1 Måling av partikkelnivå inne i Living Lab	29
5.1.2 Måling av forhold mellom innendørs og utendørs partikkelnivå	31

5.1.3	Måling av partikkelnivå i Living Lab og i Gløshaugen Legesenter	32
5.2	Måleinstrumenter.....	35
5.2.1	TSI Nanoscan SMPS Nanoparticle Sizer – Model 3910.....	35
5.2.2	TSI Optical Particle Sizer Spectrometer – Model 3330.....	36
5.2.3	TSI Condensation Particle Counter – Model 3007.....	37
5.2.4	Pegasor AQ™ Indoor	38
5.4	Analyse og behandling av data.....	39
6	Resultater	41
6.1	Data fra nettstedet luftkvalitet.info	41
6.2	Data fra værstasjon	43
6.3	Partikkelmålinger.....	44
6.3.1	Innendørs nivå av partikler i Living Lab, døgnvariasjon og fordeling av partikkelstørrelser.....	45
6.3.3	Innendørs partikkelnivå i Living Lab sammenlignet med værdata og utendørs forurensningsnivå i Trondheim.....	50
6.3.4	Korrelasjoner.....	58
6.3.5	Forhold mellom innendørs og utendørs konsentrasjon av UFP i Living Lab	61
6.3.6	Sammenligning av UFP-nivå innendørs i Living Lab og i Gløshaugen Legesenter ...	63
7	Diskusjon	68
7.1	Tidligere forskning	68
7.2	Måleresultater	70
7.3	Partikkelkilder og påvirkende faktorer	72
7.4	Usikkerheter	74
8	Konklusjon	75
9	Videre arbeid.....	77
	Referanser	78
	Vedlegg 1 Resultater – Nivåer for antall nummerkonsentrasjon av ultrafine partikler (0,01-4,2 µm) målt med Nanoscan 3910 inne i Living Lab	85
	Vedlegg 2 Resultater – Nivåer for antall nummerkonsentrasjon av fine partikler (0,3-10 µm) målt med OPS 3330 inne i Living Lab	91
	Vedlegg 3 Resultater – Innendørs/utendørs-forhold (I/O) av ultrafine partikler målt med Nanoscan 3910 inne i Living Lab og CPC 3007 i ventilasjonssystemets tilluftskanal (uteluft). 96	

Figurer og tabeller

Figur 1 Faser av levetiden til et nullutslippshus og balanse av CO ₂ -utslipp.....	3
Figur 2 ZEB Living Lab forskningshus på NTNU Gløshaugen	4
Figur 3 Arkitekt/plantegning av ZEB Living Lab	4
Figur 4 Tverrsnitt av ZEB Living Lab.....	6
Figur 5 Sentralaggregatet i ventilasjonssystemet som viser plassering av platefiltre, varmegjenvinner, vifter og hvor partikkeltelleren var plassert for å måle konsentrasjon av UFP i uteluften.....	7
Figur 6 Inntrengning av partikler gjennom luftveiene som en funksjon av deres aerodynamiske diameter	8
Figur 7 Oversikt over respirasjonssystemet, bronkioler og alveolers plass i lungene	9
Figur 8 Partiklers mønster og bevegelse i forbindelse med utskillingsmekanismer.....	10
Figur 9 Sammenligning av partikkelstørrelser og størrelse på et menneskehår	11
Figur 10 Størrelsesfordeling av luftbårne partikler	12
Figur 11 Veier for utendørs partikler inn i innemiljøet	17
Figur 12 Forhold av innendørs nummerkonsentrasjoner for to caser.....	21
Figur 13 Gjennomsnittlige verdier av PM _{2.5} (a) og UFP (b) fra de tre måleseriene utført innendørs og utendørs i et trafikkert område og et boligområde.....	23
Figur 14 Gjennomsnittlig døgnvariasjon i partikkel nummerkonsentrasjon for ukedager.....	24
Figur 15 Fordeling av svevestøv innendørs (blå kurve) og utendørs (oransje kurve).....	27
Figur 16 Plassering av instrumentene Nanoscan, OPS og Pegasor i stuen uke 6 (rød), uke 9 og 12 (blå), uke 13 og 14 (grønn) og CPC i teknisk rom (gul) I Living Lab	29
Figur 17 Instrumentoppsett uke 6.....	30
Figur 18 Instrumentoppsett uke 9 og 12.....	30
Figur 19 Måling av partikkelnivå i uteluften ved å koble apparatet til ventilasjonssystemets inntakskanal i teknisk rom.....	31
Figur 20 Sammenligning av Nanoscan 3910 og CPC 3007, instrumentene brukt til å måle I/O-forhold.....	32
Figur 21 Kart over området der byggene ligger, og de gule prikkene viser plassering av måleapparatene	32
Figur 22 Gløshaugen Legesenter	33
Figur 23 Instrumentoppsett uke 13 og 14.....	34
Figur 24 Plassering av Pegasor i Gløshaugen Legesenter	34
Figur 25 TSI Nanoscan SMPS Nanoparticle Sizer – Model 3910	35

Figur 26 Skjematisk visning av Nanoscan 3910 som benytter SMPS-teknikk	35
Figur 27 TSI Optical Particle Sizer Spectrometer – Model 3330	36
Figur 28 Skjematisk visning av OPS 3330 sitt prinsipp om optisk lysspredning av partikler ...	36
Figur 29 TSI Condensation Particle Counter – Model 3007	37
Figur 30 Skjematisk visning av hvordan CPC 3007 fungerer	37
Figur 31 Pegasor AQ™ Indoor	38
Figur 32 Eksempel på behandling av måledata i Nanoscan Manager	39
Figur 33 Eksempel på behandling av måledata i Aerosol Instrument Manager	40
Figur 34 Variasjon for konsentrasjon av NO ₂ og PM _{2.5} den 9. februar, dagen med høyest nivå (målinger tatt i Elgesetergate av Trondheim kommune)	42
Figur 35 Dagsvariasjon for alle målingene av totalkonsentrasjonen av UFP i Living Lab utført fra morgenen med Nanoscan i Living Lab (totalt 12 dager)	45
Figur 36 Gjennomsnittet av alle målingene for totalkonsentrasjon av UFP utført fra morgenen med Nanoscan i Living Lab (totalt 12 dager)	46
Figur 37 Dagsvariasjon for alle målingene av totalkonsentrasjonen av fine partikler i Living Lab utført fra morgenen med Nanoscan i Living Lab (totalt 12 dager)	46
Figur 38 Gjennomsnittet av alle målingene for totalkonsentrasjon av fine partikler utført fra morgenen med OPS i Living Lab (totalt 12 dager)	47
Figur 39 Gjennomsnittet av total konsentrasjon av UFP over tid målt med Nanoscan i Living Lab på fire forholdsvis like dager	48
Figur 40 3D-plot av gjennomsnittet for de ulike størrelsene av UFP over tid målt med Nanoscan i Living Lab på fire forholdsvis like dager	48
Figur 41 Fordelingen av gjennomsnittet på de ulike størrelsene av UFP over tid målt med Nanoscan i Living Lab på fire forholdsvis like dager	49
Figur 42 Variasjon for konsentrasjon av NO ₂ og PM _{2.5} torsdag 2. mars (målinger tatt i Elgeseter gate av Trondheim kommune/Statens Vegvesen)	50
Figur 43 Måling av totalkonsentrasjon for antall ultrafine partikler med Nanoscan i Living Lab torsdag 2. mars	51
Figur 44 Måling av totalkonsentrasjon for antall fine partikler med OPS i Living Lab torsdag 2. mars	51
Figur 45 Variasjon i utendørs vindhastighet, temperatur og relativ fuktighet over torsdag 2. mars (målt med Living Labs værstasjon)	52
Figur 46 3D-plot for variasjonen av total nummerkonsentrasjon av UFP og størrelsesfordelingen over tid målt med Nanoscan i Living Lab torsdag 2. mars	53
Figur 47 Fordelingen av total konsentrasjon for åtte ulike ultrafine partikkelstørrelser målt med Nanoscan i Living Lab tirsdag 2. mars	53

Figur 48 Variasjon for konsentrasjon av NO ₂ og PM _{2.5} tirsdag 21. mars (målinger tatt i Elgeseter gate av Trondheim kommune/Statens Vegvesen).....	54
Figur 49 Måling av totalkonsentrasjon for antall ultrafine partikler med Nanoscan i Living Lab tirsdag 21. mars	55
Figur 50 Måling av totalkonsentrasjon for antall fine partikler med OPS i Living Lab tirsdag 21. mars.....	55
Figur 51 Variasjon i utendørs vindhastighet, temperatur og relativ fuktighet over tirsdag 21. mars (målt med Living Labs værstasjon).....	56
Figur 52 3D-plot for variasjonen av total nummerkonsentrasjon av UFP og størrelsesfordelingen over tid målt med Nanoscan i Living Lab tirsdag 21. mars.....	57
Figur 53 Fordelingen av total konsentrasjon for åtte ulike ultrafine partikkelstørrelser målt med Nanoscan i Living Lab tirsdag 21. mars	57
Figur 54 Korrelasjon mellom målt innendørs konsentrasjon av fine partikler i Living Lab og utendørs forurensningsnivå av PM _{2.5} målt i Elgesetergate av Trondheim kommune torsdag 2. mars.....	59
Figur 55 Korrelasjon mellom målt innendørs konsentrasjon av fine partikler i Living Lab og utendørs forurensningsnivå av PM _{2.5} målt i Elgesetergate av Trondheim kommune torsdag 9. februar.....	59
Figur 56 Gjennomsnitt totalkonsentrasjon av UFP over tid målt innendørs med Nanoscan og utendørs med CPC (totalt 9 dager)	61
Figur 57 Gjennomsnitt for I/O-forhold av totalkonsentrasjon av UFP målt over 9 dager	62
Figur 58 Totalkonsentrasjon av UFP over tid målt innendørs med Nanoscan og utendørs med CPC onsdag 29. mars.....	62
Figur 59 Målinger utført med Pegasor i Living Lab og Gløshaugen Legesenter 1. mars	63
Figur 60 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Living Lab uke 13	64
Figur 61 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Gløshaugen Legesenter uke 13	64
Figur 62 Gjennomsnittet av målingene utført med Pegasor i Living Lab og Gløshaugen Legesenter over tre døgn uke 13	65
Figur 63 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Living Lab uke 14	66
Figur 64 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Gløshaugen Legesenter uke 14	66
Figur 65 Gjennomsnittet av målingene utført med Pegasor i Living Lab og Gløshaugen Legesenter over tre døgn uke 14	67

Tabell 1 Nominelle termofysiske egenskaper til bygningskroppens komponenter	5
Tabell 2 Luftstrømningsrater i Living Lab under normale boforhold	7
Tabell 3 Partiklers størrelsesfraksjon og deponering i respirasjonssystemet.....	9
Tabell 4 Ukentlige verdier for massekonsentrasjon av PM _{2.2} og median antall partikler som ble målt på kjøkken/stue i begge hus før og etter innflytting.....	26
Tabell 5 Dato, tidspunkt og instrumenter som ble benyttet til målinger	28
Tabell 6 Sammenigning av U-verdier for ulike bygningsdeler i Living Lab og Gløshaugen Legesenter	33
Tabell 7 Sammenligning av spesifikasjonene til instrumentene som er benyttet til partikkelmålinger	38
Tabell 8 Minimumsverdi, maksimumsverdi og gjennomsnitt for NO ₂ og PM _{2.5} ved Elgeseter målestasjon	41
Tabell 9 Minimumsverdi, maksimumsverdi og gjennomsnitt for vindhastighet, temperatur og relativ fuktighet (data fra Living Labs værstasjon)	43
Tabell 10 Gjennomsnitt, minimumsverdi og maksimumsverdi for konsentrasjon av antall ultrafine og fine partikler alle dagene som ble målt i Living Lab	44
Tabell 11 Korrelasjoner mellom konsentrasjon innendørs i Living Lab av UFP og fine partikler og utendørs forurensningsnivå av NO ₂ og PM _{2.5}	58
Tabell 12 Korrelasjoner mellom konsentrasjon innendørs i Living Lab av UFP og fine partikler og utendørs minimums- og gjennomsnittstemperatur, gjennomsnittlig vindhastighet og relativ fuktighet	60

Definisjoner og forkortelser

ACH (Air Changes per Hour)	Luftskifter per time
Aerosoler	Finforstøvede partikler av enten fast stoff eller væske i en gass
AHU (Air Handling Unit)	Sentralaggregat i ventilasjonssystem
CAV (Constant Air Volume)	Konstant luftvolum
CPC (Condensation Particle Counter)	Kondenseringspartikkelteller
GL	Gløshaugen Legesenter
g-verdi	Mengde solvarme (infrarød stråling) som slippes inn gjennom en bygningsdel
I/O-ratio	Forhold mellom innendørs og utendørs konsentrasjon av partikler
Kardiopulmonal	Vedrører hjertet (kardio) og lungene (pulmonal)
Kardiovaskulær	Vedrører hjertet og blodårene (vaskulær)
KOLS	Kronisk obstruktiv lungesykdom
Korrelasjon	Et mål på styrken og retningen mellom to kvantitative variabler
LL	Living Lab
Pa (Pascal)	Enhet for trykk
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
PCM (Phase Change Materials)	Faseendrende materialer som lagrer varme
PM (Particulate Matter)	Svevestøv
PM _{0.1}	Partikler med størrelse < 100 nm
PM _{2.5}	Partikler med størrelse < 2,5 µm
PM ₁₀	Partikler med størrelse 2,5 – 10 µm
PNC (Particle Number Concentration)	Konsentrasjon av antall partikler
Resuspensjon	Oppvirvling
RH (Relative Humidity)	Relativ fuktighet
Statistisk signifikans	sannsynligheten for at noe er et resultat av tilfeldigheter
Submikron	Størrelse < 1 µm
Supermikron	Størrelse > 1 µm

UFP

Ultrafine partikler

U-verdi

Varmegjennomgangstall i W/m^2K som angir varmeisolasjon i et materiale

VAV (Variable Air Volume)

Variabelt luftvolum

WHO (World Health Organization)

Verdens Helseorganisasjon

ZEB (Zero Emission Building)

Nullutslippsbygning

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og hensikt

Bygningers energibruk, både fra boliger og næringsbygg, står for opp mot 40 % av energiforbruket både i Norge og i verden, og bygninger har overskredet andre store sektorer som industri og transport på dette området (Pérez-Lombard et al., 2008). Fokuset er derfor stort på energieffektivisering av bygg. Det prosjekteres og bygges stadig flere passivhus og lavenergibygninger med moderne løsninger i Norge, og byggemetode og brukervaner endrer seg jevnlig i takt med utvikling av ny teknologi. Grunnet det økte fokuset på reduksjon av klimagassutslipp utvikles bygninger stadig med bedre energistandarder med et mål om redusert energibruk. Imidlertid stilles det spørsmål om hvorvidt de nye byggeskikkene og kravene til nye hus er så helsebringende som en skulle ønske.

Vanligvis er det effekt av varmeisolasjon og økning av energieffektivitet som omtales i forbindelse med nye typer bygninger, mens negative virkninger på menneskers helse ikke er fokus i like stor grad. Potensiell problematikk og bekymring som knyttes til passivhus er overoppheting, støy fra installasjoner, fuktskader, lave luftmengder, vedlikehold, lite fleksibilitet fra ventilasjonsanlegg, kompliserte systemer og lav kunnskap hos brukere (Hasselaar, 2008, McGill et al., 2014, Holøs et al., 2013). Bakke (2014) hevder at helseaspektene ved høysisolerte bygninger ikke er godt nok dokumentert, og det stilles spørsmål om hvorvidt det bygges for mennesket eller for å spare energi. Kritikerne påpeker også at primærhensikten med et bygg ikke er å spare energi, men å oppnå et hensiktsmessig inneklime (Bakke, 2014, Seehusen, 2012).

Mennesker i den vestlige verden tilbringer opptil 90 % eller mer av tiden sin innendørs (Fisk and Rosenfeld, 1997, Kumar et al., 2016), og omtrent 2/3 av dette er i sine egne hjem (Hu et al., 2012). Siden mesteparten av menneskers tid tilbringes innendørs, er det innendørs eksponering for partikler og forurensninger forekommer i størst grad (Monn, 2001). Det er også viktig å forstå forholdet mellom innendørs og utendørs nivå av partikler.

Epidemiologiske studier indikerer at det er en sammenheng mellom eksponering av utendørsgenererte partikler innendørs og skadelige helseeffekter. En rekke studier har også konkludert med at trafikk er en hovedkilde til partikulær forurensning også innendørs ettersom partikler trenger gjennom bygningsskallet og bidrar til det innvendige partikkelnivået (Abt et al., 2000, Zhu et al., 2005, Wahlina et al., 2001, Zauli Sajani et al., 2015, Long et al., 2001).

Det trengs mer kunnskap om sammenhengene mellom inneklime og helse, risikoforhold i dagens bygninger, og hva som utgjør de beste løsningene for et helsefremmende inneklime i fremtidens bygg. Går de store ambisjonene om høy energieffektivitet og lav energibruk på bekostning av et godt inneklime, eller gir dette utelukkende positive konsekvenser?

1.2 Problembeskrivelse

Det overordnede målet med denne masteroppgaven har vært å undersøke variasjoner, konsentrasjonen av antall partikler og størrelsesfordelingen innendørs i et meget energieffektivt bygg, ZEB Living Lab. Hensikten har vært å kartlegge i hvor stor grad partikler med utendørs opprinnelse trenger inn i bygningskroppen til et svært godt isolert bygg.

Rapporten tar for seg følgende oppgaver og problemstillinger:

- Undersøke tidligere forskning innen partikulær forurensning i ulike typer bygninger.
- Studere eventuelle variasjoner av partikler med ulike størrelser innendørs i en nullutslippsbolig gjennom ukedagene og ulike tider på døgnet.
- Måle partikler som kommer fra infiltrasjon gjennom bygningsmassen (UFP og større fraksjoner hovedsakelig fra trafikk) ved å sammenligne og studere forholdet mellom innendørs og utendørs partikkelnivå.
- Ta målinger samtidig i ulike typer bygg med forskjellig standard (både konvensjonelle bygg og lavenergibygg) i et likt miljø og på samme lokasjon for å måle infiltrasjon gjennom bygningsmassen fra utendørs kilder, og vurdere eventuelle forskjeller.
- Kartlegge hvilke størrelser som trenger lettest gjennom en bygningskropp.
- Undersøke om det er en sammenheng mellom partikkelforurensning innendørs og klimatiske forhold.
- Sammenligne resultater av innendørs partikkelnivå med utendørs luftforurensningsnivå i Trondheim.
- Diskutere mulige kilder til genereringen av partikler, og om det er innendørs eller utendørs kilder som har størst betydning for innendørs konsentrasjon i et bygg med høy grad av isolasjon.

1.3 Avgrensninger

Målingene i oppgaven gjennomføres i et hus uten kjente innendørs partikkelkilder, og dermed vil ikke innendørs kilder bli omtalt i vesentlig grad utenom der det har betydning for tolkning av tidligere studier.

Ved røyking av tobakk innendørs vil dette være den klart største og viktigste kilden til partikkelforurensning. Tidligere forskning og studier som inneholder tobakksrøyk vil ikke bli tatt hensyn til i denne oppgaven da svevestøv fra røyking vil dominere i innemiljøer sammenlignet med andre kilder. Konsentrasjonen generert av andre aktiviteter ville da blitt vanskeligere å skille og identifisere dersom det tas målinger i bygg med røykere tilstede. Det samme gjelder for kilder som ikke er aktuelle for boliger og bygninger i Norge, som for eksempel matlaging på bål innendørs.

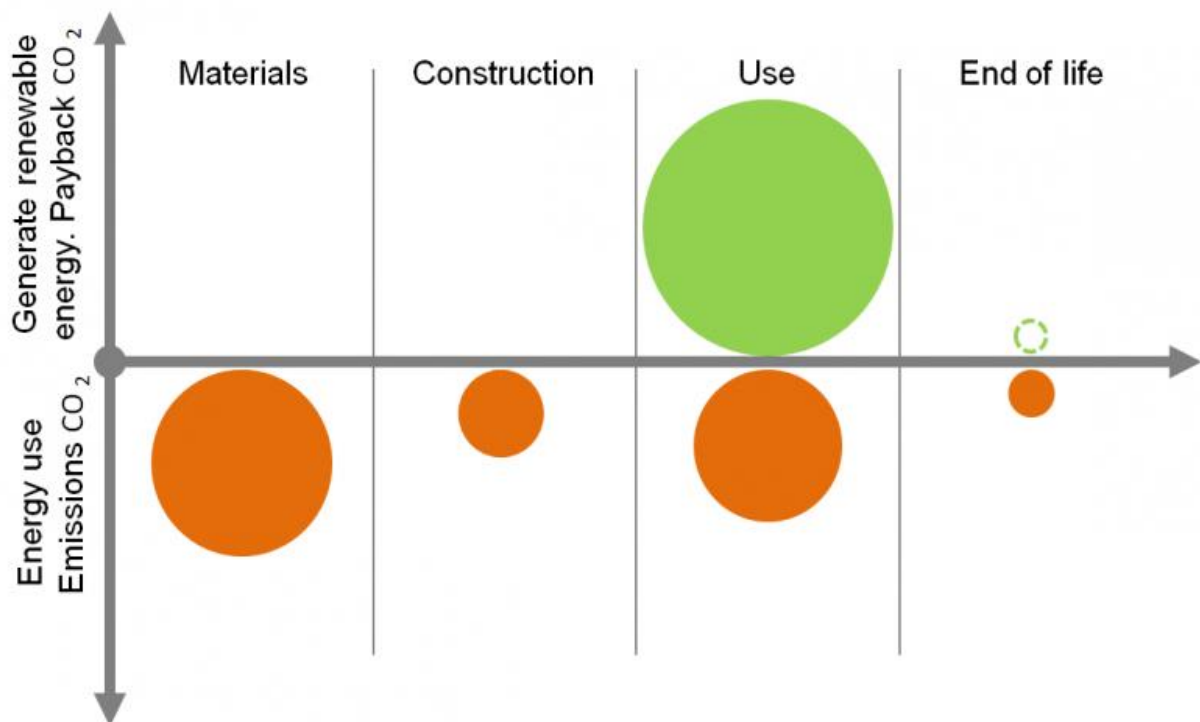
2 ZEB Living Lab

Målingene i denne oppgaven har blitt utført i ZEB Living Lab, et forskningsbygg som er lokalisert ved Perleporten på Gløshaugen og finansieres av Norges forskningsråd, NTNU og Sintef.

2.1 Konseptet nullutslippsbygg

Living Lab er et nullutslippsbygg (ZEB – Zero Emission Building), noe som vil si at det produserer like mye eller mer fornybar energi enn det forbruker gjennom hele husets livsløp. Det skal også være karbonnøytralt med hensyn til utslipp knyttet til materialer som benyttes, byggeprosessen og rivning av huset. Et slikt nullhus, som det gjerne blir kalt, produserer ofte mer fornybar energi enn nødvendig om sommeren, og har et større behov enn det som produseres om vinteren. Det er derfor nødvendig med lagring av energien. Typiske tiltak og kjennetegn for nullhus er en ekstra tett bygningskropp og god isolasjon, varmepumpe, et effektivt ventilasjonsanlegg med varmegjenvinning, solceller og solfangere (Mamo Fufa et al., 2016).

Illustrasjonen i Figur 1 viser forskjellige faser av en bygnings levetid som inkluderes i definisjonen av ZEB. Den fornybare energiproduksjonen (grønn sirkel) kompensere for drivhusgasser (oransje sirkel) som bygningen slipper ut gjennom sitt livsløp.



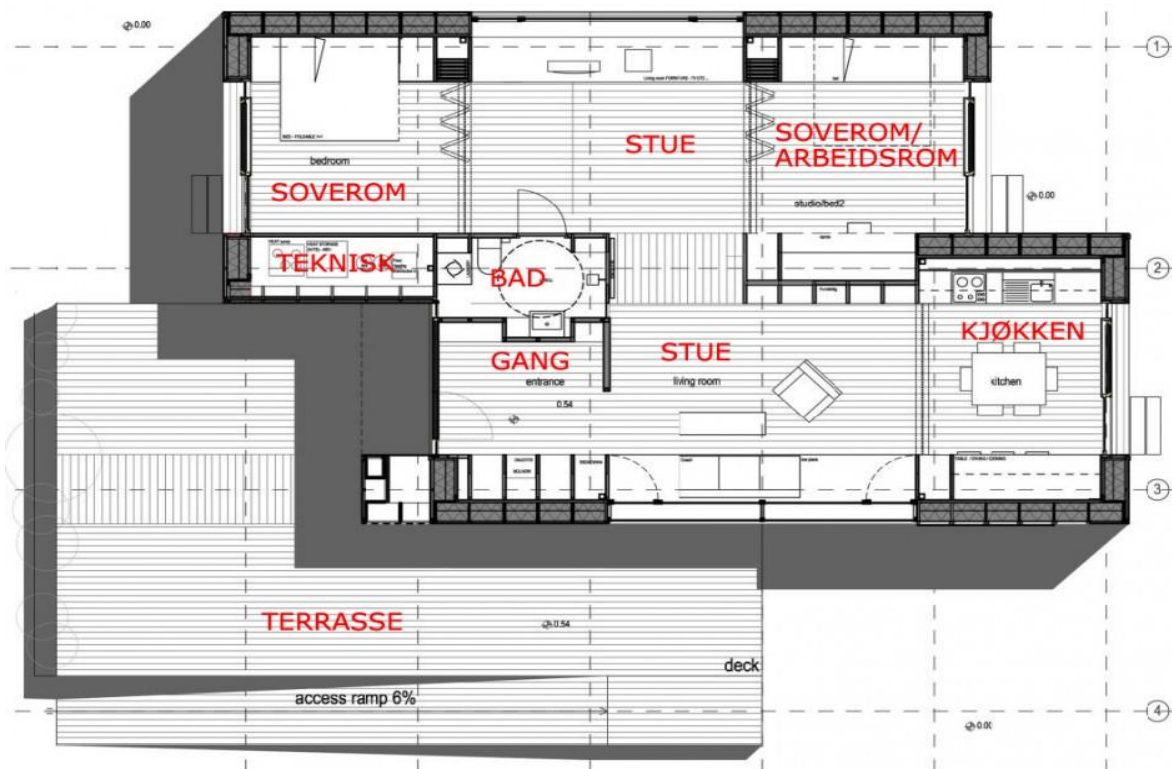
Figur 1 Faser av levetiden til et nullutslippshus og balanse av CO₂-utslipp (Mamo Fufa et al., 2016)

2.2 Tekniske detaljer



Figur 2 ZEB Living Lab forskningshus på NTNU Gløshaugen (Foto: Merete Wærstad)

Living Lab, vist i Figur 2, er et trehus bygget som en familiebolig. Huset har installert ulike løsninger og utstyr slik at forskjellige muligheter og kombinasjoner kan testes på samme bygg. Bygningen har et bruttovolum på cirka 500 m³ og et oppvarmet gulvareal på cirka 100 m². Figur 3 viser plantegningen av ZEB Living Lab.



Figur 3 Arkitekt/plantegning av ZEB Living Lab (Christensen, 2015)

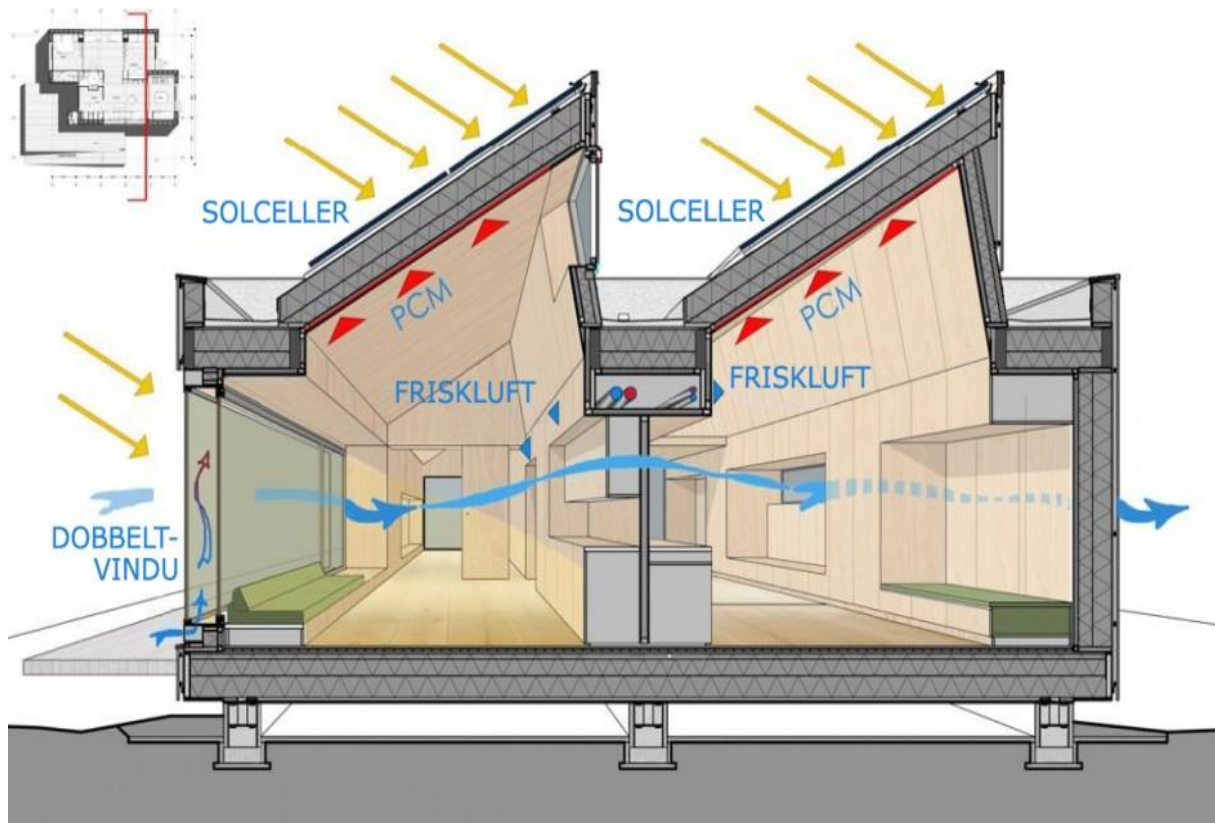
Alle husets bygningsdeler er svært godt isolert med lave varmegjennomgangstall (U-verdier), og det har en kompakt bygningskropp som gir minimalt med luftlekkasjer. I Tabell 1 er varmegjennomgangstall og andre termofysiske egenskaper til bygget oppsummert.

Tabell 1 Nominelle termofysiske egenskaper til bygningskroppens komponenter (Finocchiaro Luca et al., 2014)

U-verdi vegg	0,11 W/m ² K
U-verdi gulv	0,10 W/m ² K
U-verdi tak	0,10 W/m ² K
U-verdi vindu (fasade sør)	0,65 / 0,69 (når ventilert) W/m ² K
U-verdi vindu (fasade nord)	0,97 W/m ² K
U-verdi vindu (fasade øst og vest)	0,80 W/m ² K
U-verdi vindu (tak)	1,0 W/m ² K
g-verdi	0,5
Luftlekkasjetall, n ₅₀	0,5 ACH (luftskifter/time)
Normalisert kuldebroverdi	0,03 W/m ² K

Varme, ventilasjon og varmtvann dekkes primært av en vann til vann varmpumpe koblet til en varmeveksler i grunnen på nordsiden av bygget. Jordvarmepumpen fungerer som et varmelager som sender varme fra huset gjennom rør med væske ned i bakken om sommeren, og som kan hente den lagrede varmen til varmtvann om vinteren. Huset har også to sydvendte skråtak dekket med solceller som leverer elektrisitet (Finocchiaro Luca et al., 2014).

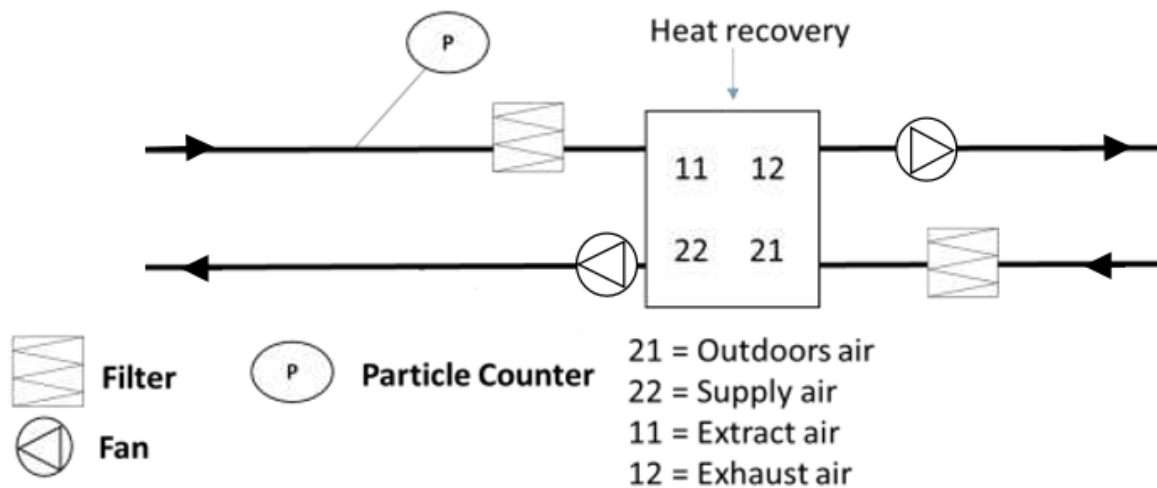
Figur 4 viser et tverrsnitt av bygget med solcellene på taket, ventilasjon og et spesielt varmelagrende PCM-materiale i taket. Det er et eget teknisk rom med full kontroll over varme og ventilasjon til bygget. Temperatur måles utvendig flere steder, innvendig i alle rom og noen steder i fem ulike høyder. Informasjon fra alle måleinstrumentene regulerer varme og ventilasjonen automatisk for å ikke sløse med energi. CO₂-nivået innendørs måles også, og dersom nivået blir for høyt og temperaturen ute ikke er for lav, åpnes vinduer automatisk. Under forsøkene var denne funksjonen deaktivert slik at ingen vinduer var åpnet i ukene målingene ble utført. Living Lab har også en egen værstasjon montert på taket med sensorer som måler blant annet temperatur, relativ og absolutt fuktighet, solstråling, vindhastighet og vindretning.



Figur 4 Tverrsnitt av ZEB Living Lab (Christensen, 2015)

Ventilasjonsløsningen er utformet som et mixed-mode hybridsystem med balansert mekanisk ventilasjon. Løsningen har en nominell luftstrøm på 130 m³/h med variabel luftmengdeforsyning (VAV). I et VAV-system varieres luftstrømmen med konstant temperatur, noe som krever mindre energi for transport av luft.

I ventilasjonssystemets sentralaggregat (AHU), som er illustrert i Figur 5, er det plassert to platefiltre av typen F7. Dette er et finfilter for fine partikler. Disse filtrerer uteluften før den slippes inn i varmegjenvinneren og inneluften før den går inn i systemet på motsatt side. Målet er å stoppe at uønsket atmosfærisk forurensning av partikler tilføres rom og lokaler. Figur 5 viser også plasseringen av et partikkeltellerinstrument i tilluftskanalen for målingene som ble utført av ultrafine partikkelkonsentrasjoner i uteluften.



Figur 5 Sentralaggregatet i ventilasjonssystemet som viser plassering av platefiltre, varmegjenvinner, vifter og hvor partikkeltelleren var plassert for å måle konsentrasjon av UFP i uteluften (Justo-Alonso et al., 2016).

I systemet er det integrert en roterende varmegjenvinner med en høy nominell effektivitet på 85 % og en ekstra elektrisk spole som kan varme opp innløpsluften opptil 40 °C. Varmegjenvinneren er av typen Flexit UNI 3 som kan regulere en luftmengde på opptil 360 m³/h. Under forsøkene som ble gjennomført i Living Lab ble luftstrømmen kjørt med konstant luftvolum (CAV) på 130 m³/h. Lufttilførselskanaler er lokalisert i stuen og i soverommene, mens avtrekksvifter er plassert på badet og på kjøkkenet (Finocchiaro Luca et al., 2014). Luftstrømningsratene i tilførsel og avtrekk for de ulike rommene under normale forhold er vist i Tabell 2.

Tabell 2 Luftstrømningsrater i Living Lab under normale boforhold (Mail fra Maria Justo-Alonso, Sintef Byggforsk)

Supply	Airflow rate [m ³ /h]	Extract	Airflow rate [m ³ /h]
Small bedroom	52	Bathroom	78
Master bedroom	52	Kitchen	52
Living room	26		
Total supply	130	Total extract	130

En trykktest i Living Lab har vist at virkelig luftlekkasjetall per time ved 50 Pa trykkforskjell i et beregnet bygningsvolum på 383 m³ er 0,7 h⁻¹, som er noe høyere enn den teoretiske verdien på 0,5 h⁻¹ (Mail fra Maria Justo-Alonso, Sintef Byggforsk).

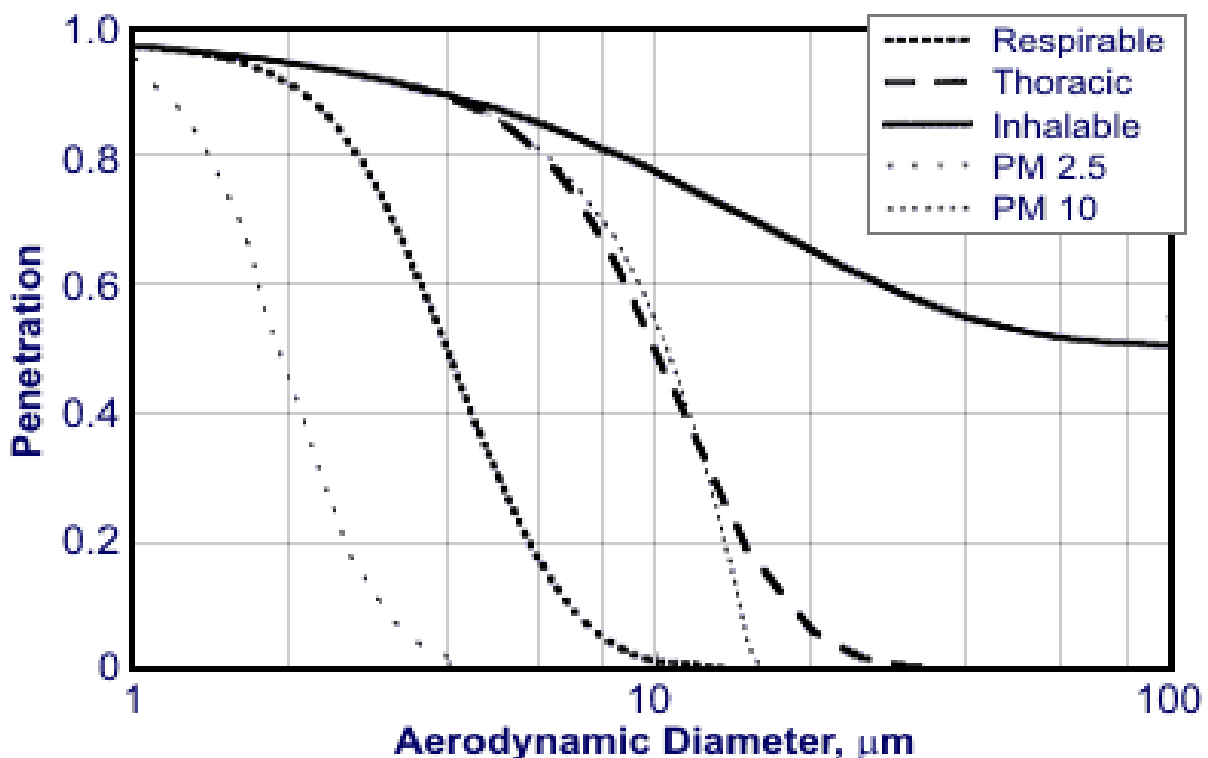
3 Partikulær forurensning

Svevestøv (PM) er en fellesbetegnelse for en type luftforurensende stoffer bestående av komplekse og varierende blandinger av partikler suspendert i luften. De varierer i størrelse og sammensetning, og produseres av et bredt utvalg av naturlige og menneskeskapte aktiviteter (Pöschl, 2005).

Aerosoler består av en kompleks blanding faste og flytende partikler av organiske og uorganiske stoffer som svever i luften. Komponenter som ofte finnes i ulike sammensetninger av partikler er sulfat, nitrat, ammoniakk, natriumklorid, sot, mineralstøv og vann. De fleste helseskadelige partiklene er de som har en diameter på 10 mikrometer (μm) eller mindre ($\leq \text{PM}_{10}$) som passerer svelget, og kan trenge dypt ned i lungene. Kronisk eksponering av partikler kan bidra til risikoen for utvikling av kardiovaskulære sykdommer, respiratoriske sykdommer og lungekreft (World Health Organization, 2005).

3.1 Størrelsesfraksjoner og deponering av partikler i luftveiene

Den aerodynamiske diameteren på partiklene har stor betydning for avsetning og fordeling i luftveiene. Partikler deles vanligvis inn i grovfraksjon, PM_{10} (partikler mellom 2,5 og 10 μm), fine partikler, $\text{PM}_{2.5}$ (partikler mindre enn 2,5 μm), og ultrafine partikler (UFP), $\text{PM}_{0.1}$ (partikler mindre enn 0,1 μm). Som det fremgår av Figur 6, er sannsynligheten for at en partikkel kommer inn i munn og nese (inhalerbare partikler) omtrent 50 % for partikler med 100 μm aerodynamisk diameter, og øker til nærmere 100 % for mindre fraksjoner.



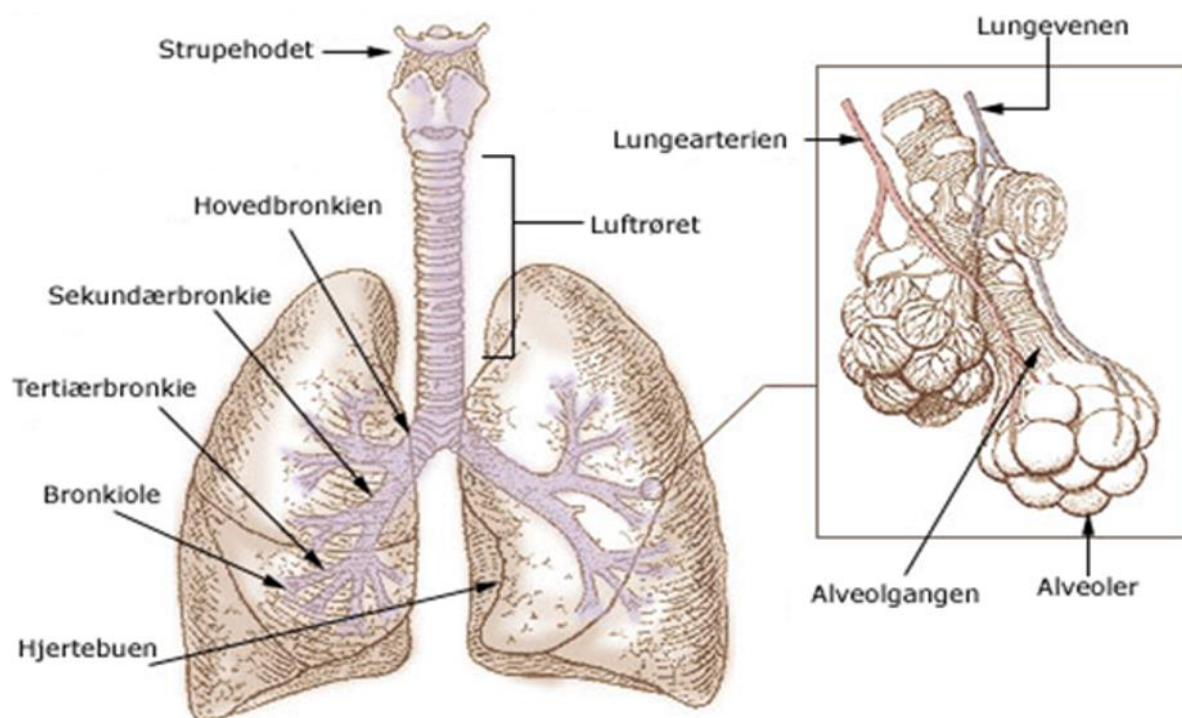
Figur 6 Inntrengning av partikler gjennom luftveiene som en funksjon av deres aerodynamiske diameter (Majewski and Burtscher, 2013)

Selv om effekten av partikkeleksponeringen er avhengig av fysiske egenskaper som pustemodus, pustefrekvens, og volumet til en person, vil størrelsen på partiklene være den viktigste årsaken til helseplager (Brown et al., 2013).

Tabell 3 Partiklers størrelsesfraksjon og deponering i respirasjonssystemet

Betegnelse	Størrelse	Deponering i respirasjonssystemet
Ultrafine partikler	< 0.1 μm	Implementeres i makrofagene og diffunderer fritt fra bronkiolene, ut i blodet og penetrerer gjennom lungeveggen/bæreveggen
Fint støv (respirable partikler/svevestøv)	0.1 < 2.5 μm	Penetrerer ned til de terminale bronkiolene, lungeblærene og alveolene
Grovt støv (torakal fraksjon)	2.5 - 10 μm	Når trakea og hovedbronkioler, men trenger ikke ned i lungealveolen
Inhalerbare partikler	> 10 μm	Når nese og svelg

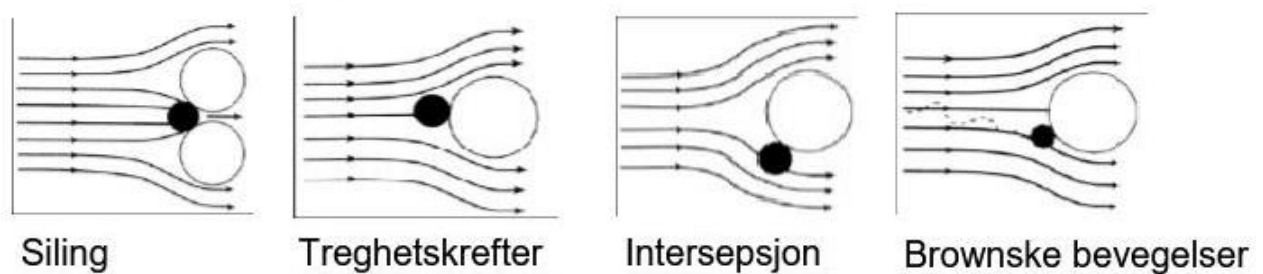
Størrelse og deponering er beskrevet i Tabell 3, og støvpartikler vil nå ulike deler av respirasjonssystemet som er illustrert i Figur 7. Ved innånding (respirasjon) varmes luften opp, fuktes og filtreres. Lungenes forsvarsmekanismer mot partikler er blant annet hosting, turbulens i nesehulen og flimmerhår som dytter uønskede partikler opp igjen fra lungene. Jo mindre en partikkel er, jo dypere vil den trenge ned i lungene.



Figur 7 Oversikt over respirasjonssystemet, bronkioler og alveolers plass i lungene (NIH)

Partikler med størrelse mellom cirka 5 μm og 10 μm blir mest sannsynlig deponert i trakeabronkialtreet. Partiklene med størrelse mellom 1 μm og 5 μm blir avsatt gjennom sedimentering og impaksjon (treghetskrefter) i de respiratoriske bronkiolene og alveolene

hvor gassutveksling finner sted. Sedimentering betyr at når partiklene beveger seg nedover gjennom luftveiene, virker oppdrift og motstand av luft på partikkelen i en oppadgående retning, samtidig som tyngdekraften virker nedover. Når de motsatte kreftene kommer til likevekt, setter partiklene seg med en konstant hastighet. Disse partiklene kan trenge inn i lungene og påvirke gassutvekslingen. Etter hvert kan mange av partiklene komme ut i blodet for så å forårsake betydelige helseproblemer, mens noen vil bli tatt hånd om av makrofager og vil bli harket opp med slim. De fleste partiklene som er mindre enn $1\ \mu\text{m}$ vil trenge helt ned til alveolene og kan bevege seg videre inn i cellevevet og/eller sirkulasjonssystemet (Kim et al., 2015).

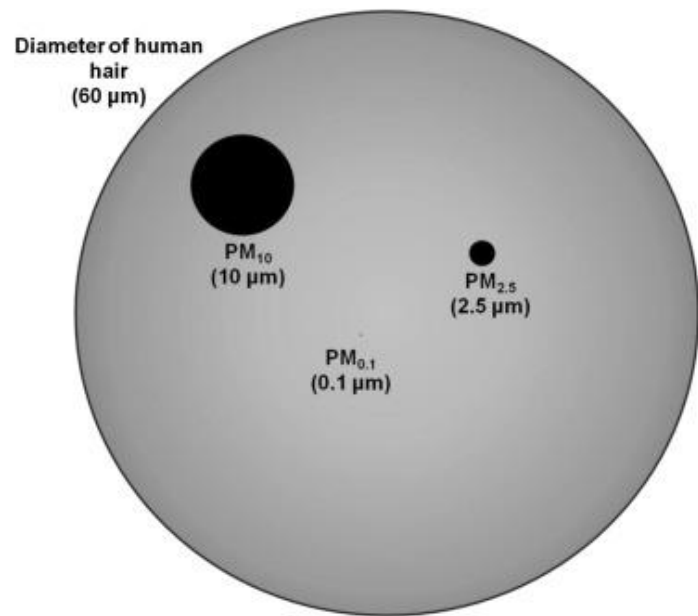


Figur 8 Partiklers mønster og bevegelse i forbindelse med utskillingsmekanismer (NTNU, 2016)

Partiklers bevegelse, treghetskrefter og brownske bevegelser for utskillingsmekanismer illustreres i Figur 8. Submikrometerpartikler (størrelse $< 1\ \mu\text{m}$) er for små og lette til å bli påvirket av tyngdekraften. I stedet blir en tilfeldig bevegelse overført til disse partiklene ved påvirkning av gassmolekyler, noe som genererer brownske bevegelser. Dette kan beskrives som uregelmessige og ustanselige bevegelser av svært små og faste partikler i en væske eller av røykpartikler i en gass. Denne mekanismen, som også kalles diffusjon, er den viktigste faktoren ved avsetning av partikler i alveolene. For å komme inn i disse områdene må partiklene være mindre enn $0,5\ \mu\text{m}$. På grunn av egenskapen til å øke brownske bevegelser med redusert partikkelstørrelse, har det blitt foreslått at denne mekanismen også feller ut partikler mindre enn $0,01\ \mu\text{m}$ i de øvre luftveiene (nese/munn og luftrør) ganske effektivt (Witschi and Last, 2001).

3.2 Partikkelstørrelse og kilder

Det er vanlig å skille mellom fine (< 0,01-2,5 μm) og grove partikler (2,5-10 μm) på grunn av stor forskjell i formasjonsprosessen. En annen størrelsesklassifisering som også ofte brukes er submikrometer og supermikrometer, partikler som er henholdsvis mindre og større enn 1 μm (Morawska and Salthammer, 2006). Som nevnt tidligere er det størrelsene PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ og $\text{PM}_{0.1}$ som vanligvis måles, og disse partiklene er gjerne knyttet til litt ulike kilder og aktiviteter. Figur 9 illustrerer hvor små partikkelfraksjonene faktisk er i forhold til et menneskes hårstrå.

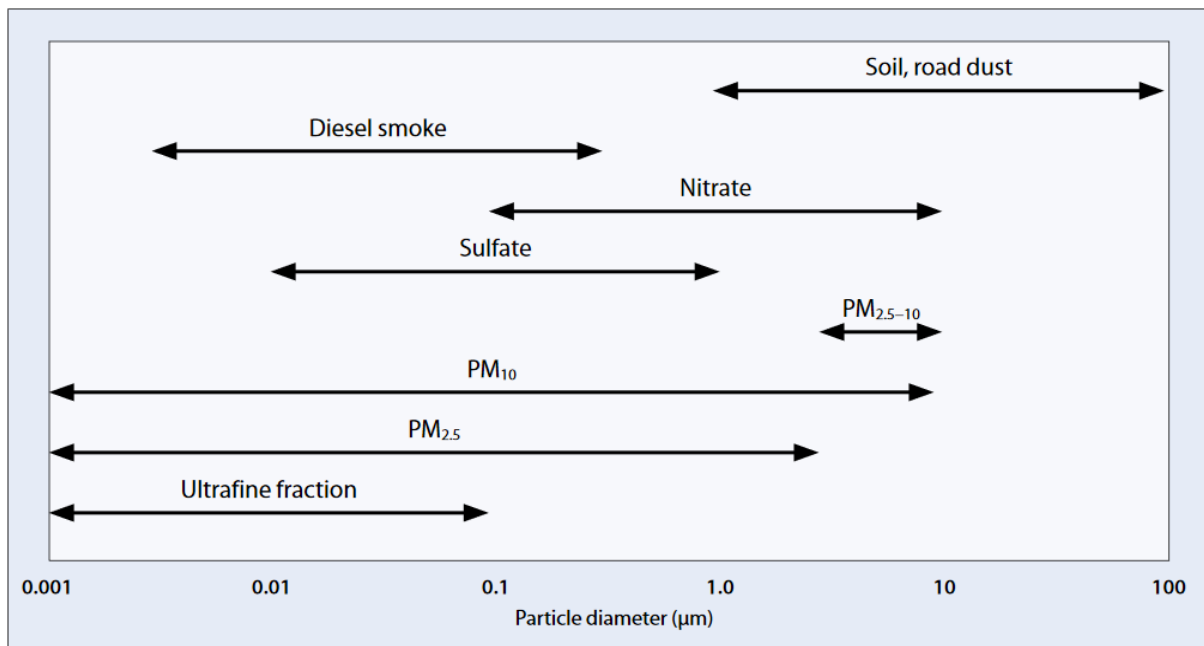


Figur 9 Sammenligning av partikkelstørrelser og størrelse på et menneskehår (Baldacci et al., 2015)

Ultrafine partikler er høyst relatert til menneskeskapt utslippskilder, særlig fra trafikk, slitasje av kjøretøy, dieselforbrenningsmotorer og veistøv (Chen et al., 2016, Morawska et al., 2008). Ultrafine partikler kan også trenge gjennom bygninger, og med et dårlig isolert bygg er det vanskelig å beskytte inneluften mot slik forurensning (Seaton et al., 1995). Blant andre innendørs kilder, som stearinlys, røkelse og andre estetiske produkter, er matlagingsaktiviteter og fyring blant de største kildene til innendørs forurensning av UFP (Stabile et al., 2014). På grunn av den lille størrelsen har ultrafine partikler en tendens til å bli værende i luften over lengre tid (uker og måneder), og kan transporteres hundrevis av kilometer. Fine og ultrafine fraksjoner kan også variere sterkt fra dag til dag. Dette er avhengig av endringer i atmosfærisk stabilitet og vindmønster, og lokale forhold som blant annet vær, årstid, topografi, kilder og nærmiljø (Johansson et al., 2007).

$\text{PM}_{2.5}$ blir oftest brukt til å gjenspeile det daglige luftforurensningsnivået. Denne fraksjonen genereres fra mange ulike kilder både innendørs og utendørs. Viktige kilder innendørs er blant annet ovner, peiser med vedfyring, matlaging, støvsuging, møbler, tepper, resuspensjon fra overflater, elektriske produkter, parafinlamper, brenning av stearinlys og røkelse (Nazaroff, 2004, Long et al., 2000, Hu et al., 2012, Ott and Siegmann, 2006, Karottki et al., 2014, Stabile et al., 2012, Wallace, 2006). Spesielt stekeos er angitt i mange artikler som en av hovedkildene til partikulær forurensning innendørs (Stabile et al., 2014, He et al., 2004, Wan et al., 2011). En av grunnene til at disse partiklene har fått høy oppmerksomhet er at de inneholder kreftfremkallende forbindelser som PAH, en forurensning som matlagingsprosesser bidrar sterkt til (Gao et al., 2015, Sjaastad, 2010).

I Figur 10 vises størrelsesfordelingen av ulike luftbårne partikler og viktige komponenter med deres typiske størrelsesområder. Den grove fraksjonen av partikler genereres hovedsakelig fra mekaniske prosesser på veier, og består i stor grad av støv fra sand, jord, asfalt og salt. Fine partikler genereres hovedsakelig fra forbrenning av fossilt brensel og andre prosesser som fører til formasjon av gass til partikkel. Finfraksjonen er mer kompleks, og er rapportert å bestå av omtrent halvparten karbon (sot) og halvparten salter, sulfat, nitrat og metaller. Sotpartikler kommer fra ulike forbrenningsprosesser, spesielt fra dieseleksos (Meier et al., 2015, Kelly and Fussell, 2012).



Figur 10 Størrelsesfordeling av luftbårne partikler (World Health Organization, 2005)

Når støv utsettes for varme, skjer det endringer i kjemien. Ved kontakt med flater som holder 70 °C eller mer, øker avgassing (desorpsjon) av kjemiske stoffer som har vært bundet (absorbent) til støvet. Støvet kan da bli mer toksisk og irriterende, og kan føre til en irritasjon av slimhinnene som er svært lik virkningen av meget tørr luft. Varmen kan også føre til at støvet brytes ned til mindre partikler. Kilder til støvforbrenning innendørs kan være elektrisk utstyr, lamper, panelovner, radiatorer, komfyrer og ovner (Astma- og allergiforbundet). Partikkelmålinger har vist at PM_{2.5}-forurensning fra oppvarmet støv øker betraktelig fra cirka 70 °C (Mathiesen, 2004).

Forskere hevder også at luftbårne partikler har endret størrelsesfordeling og sammensetning i løpet av årene. Dette kan endre deres toksiske innvirkninger på menneskers helse (Brunekreef and Holgate, 2002).

3.3 Helseeffekter

Selv om det er utført mange målinger av forurensning fra svevestøv i uteluften, finnes det mindre tilgjengelig data relatert til innendørs partikkelforurensning. En rekke epidemiologiske studier har vist sammenhengen mellom konsentrasjon av partikkelmasse i uteluft og forekomst av helserelaterte problemer og/eller sykdommer. Imidlertid er mye mindre kjent om innendørs støvkonsentrasjoner og tilhørende helserisiko (Fromme et al., 2007).

Partikler påvirker flere mennesker enn noen annen forurensningskilde (Kim et al., 2015). Støvpartikler kan inneholde allergener som for eksempel bjørkepollen og muggsoppssporene, irriterende stoffer som for eksempel betongpartikler og mineralullfibrer, og andre partikler med ukjent, men merkbar effekt. Partikkelforurenset luft kan føre til sykdommer spesielt i lunger og det kardiovaskulære systemet. Symptomer, mekanismer og innvirkning på menneskers helse vil avhenge veldig av eksponeringstid, partikkelstørrelse og sammensetning av partiklene (Seaton et al., 1995, Kelly and Fussell, 2012).

Vitenskapelige studier har påvist at partikkeleksponering kan være kilde til ulike helseproblemer, og i tillegg tidlig død hos personer med hjerte- og/eller lungesykdom, hjerteinfarkt, uregelmessig hjerterytme, forverret astma, nedsatt lungefunksjon og økte luftveissymptomer som irritasjon i luftveiene, hoste eller pustevansker (Atkinson et al., 2010, Correia et al., 2013, Fang et al., 2013, Meister et al., 2012). Forskning antyder også at eksponering for høye partikkelnivåer kan føre til lav fødselsvekt hos spedbarn, prematur fødsel og dødfødsel (Kim et al., 2015).

En studie utført i København undersøkte sammenhengen mellom eksponering for luftbåren innendørs og utendørs svevestøv og hjerte- og lungehelsen til 80 personer i 58 boliger. Studien konkluderer med at eksponering for konsentrasjon av antall partikler (PNC) i det ytre miljøet kan ha en negativ effekt på mikrovaskulære funksjoner og lungefunksjon. Forskning gir indikasjoner på at PNC av bioaerosoler i innemiljøet også kan knyttes til inflammasjon og diabetes (Karotki et al., 2014).

Innendørs eksponering for miljøgifter fra forbrenning av fast brensel på åpen ild eller i tradisjonelle ovner øker risikoen for akutte nedre luftveisinfeksjoner, og er assosiert med dødelighet blant små barn. Dette er også en viktig risikofaktor for hjerte- og karsykdommer, KOLS og lungekreft blant voksne (Pope et al., 2009). Befolkningsundersøkelser viser at partikkelforurensning har en sammenheng med økt sykkelighet og dødelighet av hjerte- og karsykdom blant følsomme individer. Barn under skolealder, eldre og syke mennesker - spesielt hjerte- og/eller lungesyke er ekstra følsomme når det gjelder partikkelforurensning (Folkehelseinstituttet, 2015).

Luftforurensning av svevestøv er potensielt kreftfremkallende for menneskers lunger, men komponentene som er årsaken er enda ikke klart identifisert. Skadelige stoffer som metaller, benzen og PAH vil frigjøre seg fra partikler i lungene, og sammen med betennelsesreaksjoner forårsaket av partiklene kan dette ha en betydning for utvikling av lungekreft (Bodin). En

studie utført for åtte europeiske land viser at lungekreft i stor grad kan ha en sammenheng med PM_{2.5} og innhold av svovel (Raaschou-Nielsen et al., 2016). Pope et al. (2002) har funnet at dødelighet ved lungekreft øker med 8 % per 10 µg/m³ økning av PM_{2.5}. Studier viser også at PM₁₀ kan føre til lungekreft. Langsiktige forhøyede omgivelseskonsentrasjoner av PM₁₀ er knyttet til en relativ risiko på 1,21 for kvinner og 5,21 for menn (begge deler ikke-røykere) (Beeson et al., 1998).

Flere studier hevder at spesielt eksponering for PM_{2.5} assosieres med sykkelighet og dødelighet fra luftveissykdommer og hjerte- og karsykdommer. Det er sterke indikasjoner på at bestemte sykdommer, inkludert astma, KOLS, pulmonal fibrose, kreft, diabetes type 2, neurodegenerative sykdommer og fedme kan ha en sammenheng med PM_{2.5} (Chen et al., 2016, Bernstein et al., 2008).

Eksponering for PM_{2.5} er anslått å redusere forventet levealder i befolkningen med om lag 8,6 måneder i gjennomsnitt (Krewski 2009). Det estimeres at forurensning av fine partikler forårsaker 8 dødsfall per år for hver 100 000 person i befolkningen per µg/m³. En studie har funnet at kardiopulmonal dødelighet øker med 6 % per 10 µg/m³ økning av finpartikkel-luftforurensning (Pope III et al., 2002). Forskere har også funnet at en reduksjon i konsentrasjonen av PM_{2.5} på 10 µg/m³ er assosiert med en økning i forventet levealder på 0,61 ± 0,20 år (P=0,004) (Pope et al., 2009, Correia et al., 2013).

Ultrafine partikler har store innvirkninger på menneskers helse, og forskere hevder at UFP er mer skadelig enn fine partikler selv om de i stor grad består av det samme. Seaton et al. (1995) hevder at lungebetennelse forårsakes av ultrafine partikler, og at de i tillegg har en effekt på koagulasjon av blod, noe som kan føre til kardiovaskulære sykdommer. I motsetning til PM_{2.5}, kan UFP påvirke de indre organene i større grad på grunn av deres store reaktive flate, kjemisk sammensetning, og fordi de er mindre og trenger dypere inn i lunger, vev og andre indre organer. Det kan forårsake lungeoverbelastning, oksidativt stress og skade på makrofager (Chen et al., 2016, Franck et al., 2011, MacNee and Donaldson, 2003, Witschi and Last, 2001, Donaldson et al., 2001). Flere studier har funnet lokalisering av inhalerte ultrafine partikler i sirkulasjonssystemet, og lave konsentrasjoner har også blitt funnet i lever, nyrer, milt, hjerne og hjerte (Brown et al., 2002, Nemmar et al., 2002). Mange faktorer er uklare, og forskerne enes om at det kreves videre undersøkelser for å fastslå helsepåvirkning og langtidseffekter av UFP.

Forskning fra Tyskland indikerer at mekanismene som fører til helseeffekter varierer mellom UFP og grovere partikler (PM_{2.5} og PM₁₀), og at tidsforsinkelse er en viktig faktor. Det ble vist at påvirkningene av UFP blir forsinket, mens virkningene av fine partikler er mer umiddelbare. Basert på tilgjengelig toksikologisk kunnskap er det også formulert at luftveiene blir mer direkte påvirket av forurensning ettersom de er i umiddelbar kontakt med de inhalerte partiklene. Kardiovaskulær respons bør derfor forsinkes siden de ansvarlige mekanismene trenger mer tid (Wichmann and Peters, 2000, Ibaldo-Mulli et al., 2002).

3.4 Målemetoder

Prøvetaking av partikler kan utføres på ulike måter. En metode er å bruke pumpe og filter som ofte benyttes til klassiske arbeidsmiljømålinger. Filteret blir veid før og etter målinger, og ut fra dette kan total vekt av alle partiklene estimeres i μg per m^3 . Omtrent alle partikler vil avsettes på filteret opp til en størrelse på $20 \mu\text{m}$. Større partikler veier mer slik at det er umulig å skille på størrelsene ved en slik metode. Det finnes forskjellige prøvetakere med ulike filtre avhengig av hvilke størrelsesfraksjoner som er interessant å måle - grov, fin eller ultrafin fraksjon. Eksempler på dette er en IOM-prøvetaker som måler inhalerbare partikler, en trelags plastkasett som vil måle torakal fraksjon og en sykklon som måler respirabelt støv (Davis and Henderson, 2009).

Den mest utbredte metoden for partikkelmåling er bruk av direktevisende instrumenter. Instrumentet viser da konsentrasjonen direkte, og prøvetaking og analyse skjer i ett trinn. Direktevisende målemetode egner seg godt til å måle konsentrasjoner over tid, og mange av disse instrumenter bruker et prinsipp som baseres på lysspredning. Intensiteten, som blir påvirket av partiklenes form, størrelse, overflatestruktur og optiske egenskaper, gir et mål for antall partikler som blir belyst. Partikkelvekten estimeres fra lysspredningen og antatt tetthet, og derfor må også måleren kalibreres med støvtypen som skal måles (Arbeidstilsynet, 2008).

UFP-målere brukes også til partikkelmåling, og er en metode som teller antall partikler per cm^3 . Dette er også direktevisende instrumenter som kan måle ultrafine partikler fra $0,1 \mu\text{m}$ og helt ned til noen få nanometer. De bruker alkohol for å øke mikroskopiske partikler i luften til større dråper som er enklere for apparatet å oppdage. Slik kan partiklene telles og skilles etter ulike størrelsesfraksjoner. Målemetodene beskrives også mer inngående i Kapittel 5.2 om måleinstrumenter.

Måledata fra direktevisende instrumenter kan importeres til databehandling på ulike måter, partikkel nummerkonsentrasjon (PNC) i form av antall partikler per cm^3 og partikkel massekonsentrasjon i form av mikrogram per m^3 . For mindre partikler kan det være mer relevant å studere konsentrasjonen av antall partikler, da dette kan representere tilstedeværelsen av ultrafine partikler i luften mer nøyaktig. Siden de ultrafine partiklene er for lette til å bidra til den målte massen som med PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$, måles de i stedet derfor med partikkelnummer. Mens bare én partikkel per cm^3 med en diameter på $2,5 \mu\text{m}$ er tilstrekkelig til å resultere i en massekonsentrasjon på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, er det nødvendig med mer enn 2 millioner partikler med en diameter på $0,02 \mu\text{m}$ for å oppnå samme massekonsentrasjon (Ibald-Mulli et al., 2002).

3.5 Normer og krav

I 1987 publiserte Verdens Helseorganisasjon (WHO) for første gang retningslinjer for luftkvalitet der hensikten var "å gi grunnlag for å beskytte folkehelsen mot uønskede virkninger av luftforurensende stoffer og å eliminere eller redusere eksponeringen for de forurensende stoffene som er kjent eller sannsynligvis skadelig for menneskers helse og/eller velvære." Retningslinjene fra WHO på maksverdier for partikkelforurensning er i dag følgende (World Health Organization, 2005):

- PM_{2.5}: 25 µg/m³ (24 timers midlingstid), 10 µg/m³ (1 års midlingstid)
- PM₁₀: 50 µg/m³ (24 timers midlingstid), 20 µg/m³ (1 års midlingstid)

Grenseverdiene for partikler i norske innemiljø er mellom 20-35 µg/m³. Folkehelseinstituttet har anbefalt følgende faglige normer for partikulær forurensning i innemiljøer (Folkehelseinstituttet, 2015):

- PM_{2.5}: 15 µg/m³ (24 timers midlingstid), 8 µg/m³ (1 års midlingstid)
- PM₁₀: 20 µg/m³ (1 års midlingstid)

Verdiene viser at det stilles strengere retningslinjer til partikkelforurensning av PM_{2.5} i Norge enn i resten av verden generelt. Det er enda ikke etablert normer eller retningslinjer for ultrafne partikler.

4 Innendørs partikkelforurensning

Ifølge flere studier er de viktigste parameterne som regulerer nivåene og sammenhengen mellom innendørs og utendørs partikler for en bolig følgende (Franck et al., 2003, Chao et al., 2003, Liu and Nazaroff, 2001):

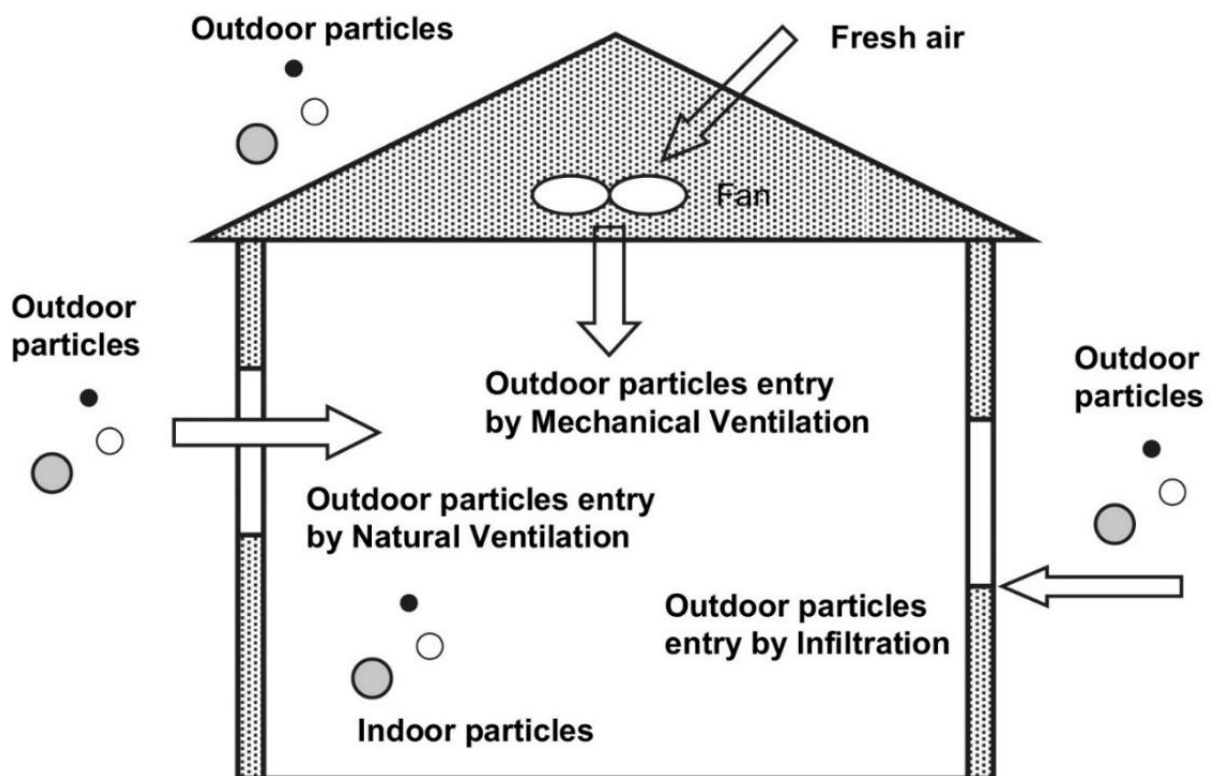
- Ventilasjonssystemets effektivitet og luftutvekslingsrate
- Partikkelinntrengningsfaktor
- Avsetningshastighet på innendørs overflater
- Partikkelnivå utendørs
- Innendørs kilder

I tillegg er bygningskonstruksjon, klimatiske forhold, geografisk lokasjon, sesong og beboernes atferd faktorer som også har stor innvirkning på innendørs partikkelkonsentrasjon (Jamriska, 2004). Videre i dette kapittelet presenteres flere ulike faktorer av betydning for partikler i innemiljø, og tidligere forskning av partikkelforurensning knyttet til målinger som er utført i både tradisjonelle og energieffektive bygninger, partiklers inntrengning av bygg og forhold mellom innendørs og utendørs partikkelnivå.

4.1 Innvirkende faktorer

4.1.1 Ventilasjon og luftutvekslingsrate

Bygninger i dag er vanligvis ventilert ved hjelp av tre mekanismer; mekanisk ventilasjon, naturlig ventilasjon og infiltrasjon. Dette fører til transport av utendørspartikler inn i innemiljøet, som illustrert i Figur 11.



Figur 11 Veier for utendørs partikler inn i innemiljøet (Chen and Zhao, 2011)

Mekanisk ventilasjon omfatter som oftest en tilførsel av frisk utendørs luft som inneholder utendørs opprinnelige partikler. Denne typen ventilasjon har filtrering av inntaksluften, men siden filteret i et mekanisk ventilasjonsanlegg ikke fjerner alle partikler med utendørs opprinnelse, kommer noen inn i innemiljøet. Drivkreftene ved naturlig ventilasjon er oppdrift av varm luft, og vind som skifter ut luften. Avtrekk finnes som oftest på våtrom, bad og kjøkken, i rom der det er ønskelig med undertrykk for å unngå at fukt sprer seg i huset (Nilsson, 2003, Chen and Zhao, 2011).

Forskning viser at mekaniske ventilasjonssystemer fører til en reduksjon av rapporterte helsesyntomer og plager fra beboere sammenlignet med naturlig ventilasjon. Økning i antall luftutskiftninger knyttet til et slikt ventilasjonssystem vil fjerne flere miljøgifter, og dermed bedre kvaliteten på inneluften (Wallner et al., 2015). På en annen side er det vist i en annen studie at noen forurensninger, blant annet partikler, ikke blir påvirket av ventilasjonssystemer (Mendell, 2014).

4.1.2 Infiltrasjon og penetreringsfaktor

Infiltrasjon refererer til den ukontrollerte luftstrømmen gjennom sprekker og lekkasjer i bygningskallet som kan resultere i innføring av utendørs partikler. Infiltreringsfaktor representerer en likevektsfraksjon av omgivende partikler som trenger gjennom bygningskallet til innsiden og forblir suspendert, og som ikke blandes/har innflytelse med innvendige partikkelkilder. Penetreringsfaktor eller inntrengningsfaktor er et mål på mengde filtrering som bygningskallet oppnår og defineres som fraksjonen av partikler i infiltreringsluften som går gjennom bygningskallet. Dette er den mest relevante parameteren for mekanismen av partikkelinntrengning gjennom sprekker og lekkasjer i en bygningskropp (Chen and Zhao, 2011, Thatcher and Layton, 1995).

Isolering av boliger kan påvirke menneskelig eksponering for fine partikler. En studie har undersøkt virkningene av fine partikler på menneskers helse ved isolering og økning av lufttetthet i bygninger i tre europeiske land, henholdsvis Sveits, Tsjekia og Hellas. Det ble observert at isolering av bygg kan føre til to separate virkninger. Det første er en reduksjon av helsepåvirkninger på grunn av lavere partikkelkonsentrasjoner av utendørs opprinnelse innendørs. Det andre er en økning av helseeffekter på grunn av en opphopning av partikkelforurensning innendørs når innendørs kilder er tilstede (Gens et al., 2014).

4.2 Partikkelmålinger utført i ulike innemiljøer

4.2.1 Partiklers gjennomtrengning av bygg

Thatcher og Layton (1995) gjennomførte en av de tidligere studiene som forsøkte å bestemme partikkelpenetreringsfaktoren. Aerosolkonsentrasjoner og størrelsesfordeling av partikler ble målt innendørs og utendørs i en to-etasjes bolig i sommermånedene i California. Inntrengningsfaktoren for supermikronpartikler ble beregnet ved hjelp av eksperimentelt bestemte avsetningshastigheter og innendørs/utendørs-partikkelforhold når ingen resuspenderings- eller partikkelgenererende aktiviteter var tilstede inne. For partikler mellom 1 og 5 μm i diameter passerte avsetningshastigheten nøyaktig den beregnede sedimenteringshastigheten. For partikler som var større enn 5 μm var avsetningshastigheten mindre enn den beregnede sedimenteringshastigheten. En penetreringsfaktor på 1 ble funnet, hvilket indikerte at bygningsskallet ikke var effektivt for å fjerne infiltrerende partikler. Studien konkluderte med at bygningsskallet ga liten filtrering av luftbårne partikler mindre enn 10 μm , og at penetreringsfaktoren ble ansett som 1. På den annen side har en rekke senere studier konkludert med at inntrengningsfaktoren generelt er lavere enn denne for situasjoner hvor partiklene beveger seg gjennom bygningsskroppen, og at faktoren er sterkt avhengig av partiklenes størrelse (Long et al., 2001, Mosley et al., 2001, Wahlina et al., 2001).

En studie ble nylig utført i Sveits med bakgrunn i en økende trend av tett isolerte bygninger, utendørs luftforurensninger, innendørs eksponering og hjerte- og lungesykdommer hos voksne. Det ble utført målinger av svevestøv, UFP og sotpartikler i 64 hjem. Det var elektriske kjøkkenovner i 82 % av boligene, mens resten hadde gassovn, og ingen av husene hadde aktiv ventilasjon eller kjølesystem. $\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10} ble målt over to uker med pumpe og filter, og en direktevisende UFP-måler telte antall partikler i størrelsesområdet 15-300 nm. Fra studien konkluderes det med at utendørsvind er en svært viktig indikator for innendørs luftforurensning bortsett fra for grovpartikkelfraksjonen. Den høyeste påvirkningen ble observert for målinger av sotpartikler reflektert på et $\text{PM}_{2.5}$ -filter. Resultatene viste at mellom 30 % og 66 % av utendørs konsentrasjoner ble infiltrert til inneluften (Meier et al., 2015).

En studie i Danmark har vurdert sammenhenger mellom UFP-konsentrasjoner og boligegenskaper, estimert fjerning av UFP innendørs, og vurdert effektiviteten av installerte partikkelfiltreringsenheter. I 27 hjem ble partikkelfiltreringsenheter kjørt i to perioder, to uker med og to uker uten bruk av et HEPA-filter. Ved bruk av partikkelfiltrering i boligene ble det oppnådd en 57 % reduksjon av UFP-konsentrasjonen, og fjerningshastigheten ble økt fra $0,33 \text{ h}^{-1}$ til $1,94 \text{ h}^{-1}$. Menneskelige aktiviteter ble funnet å være langt mer relevante for høye UFP-konsentrasjoner enn boligegenskaper. Åpning av vinduer reduserte eksponering for UFP under topper forårsaket av menneskelige bevegelser, og økte eksponeringen for UFP under lav innendørs aktivitet. Videre var vintersesongen betydelig forbundet med høye UFP-nivåer innendørs. Studien hevder at gjennomsnittlig PNC for innendørs kilder og eksponering ikke

er et relevant uttrykk for eksponering av UFP på grunn av en høy grad av variasjon for partikkelnivå ved ulike forhold (Spilak et al., 2014).

Størrelsen på luftutvekslingsraten ble i den danske studien ansett som en svært viktig faktor. Dersom denne er høy kan det bidra til å redusere høye UFP-konsentrasjonsnivåer ved topper forårsaket av menneskelige aktiviteter. Uten partikkelgenererende innendørs kilder blir økte endringer i lufthastigheter imidlertid en viktig kilde til partikler i omgivende luft som penetrerer innendørs fra utendørs kilder. Følgelig kan beboeradferd, særlig vaner for åpning av vinduer, spille en viktig rolle til eksponeringen av UFP innendørs. Videre kan bruk av partikkelfiltrering bidra til å redusere UFP og raskt øke fjerningsratene (Spilak et al., 2014).

4.2.2 Forhold mellom innendørs og utendørs partikkelnivå

Innendørs/utendørs (I/O)-forhold er mye brukt i forskning på partikler i bygg, og representerer forholdet mellom innendørs og utendørs konsentrasjon av antall partikler. Dette kan variere veldig ved påvirkning av ulike faktorer. Forholdet er gitt ved:

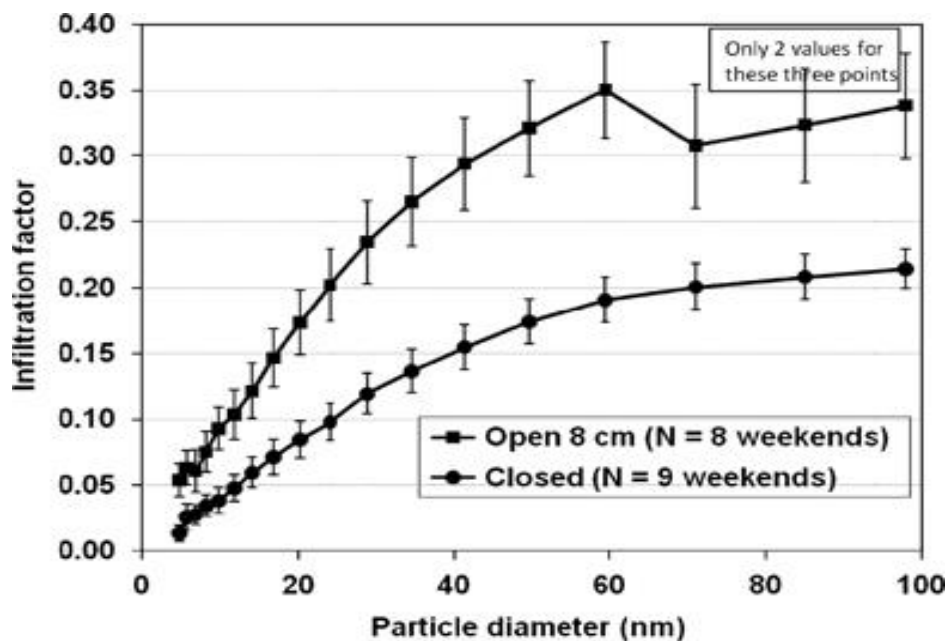
$$I/O\text{-ratio} = C_{\text{inne}}/C_{\text{ute}}.$$

Thatcher and Layton (1995) viste i sin studie at forskjellene i I/O-forhold for fine og grove partikler kan forklares av forskjellene i avsetningshastighetene for disse partiklene. Mindre partikler har lavere avsetningshastigheter enn grove partikler, og derfor blir deres konsentrasjoner innendørs ikke redusert så mye ved avsetning. Arbeidet i studien bekrefter observasjoner fra andre om at partikkelresuspensjon fra husholdningsbeboere som utfører normale aktiviteter, som for eksempel rengjøring, er en viktig faktor i konsentrasjonen av innendørs partikler. I tillegg viste de at selv lett aktivitet som å gå, kan øke den suspenderte partikkelkonsentrasjonen for supermikronpartikler signifikant. Resuspensjonshastigheten ble funnet å øke ettersom partikkelstørrelsen øker. Mangelen på resuspensjon og lav avsetningshastighet av submikronpartikler gir liten forskjell mellom innendørs og utendørs partikkelkonsentrasjoner i fravær av innendørs forbrenningskilder (Thatcher and Layton, 1995).

I Boston ble det utført et eksperiment for å finne det relative bidraget til utendørs og innendørs partikkelkilder til innendørs konsentrasjoner. Studien konkluderte med at når luftutvekslingsraten var lavere enn 1 h^{-1} , kom kun 20-43 % av innendørspartiklene i området 2-10 μm fra utendørs kilder, mens resten kom fra innendørs kilder som matlaging, rengjøring og bevegelse fra mennesker. I motsetning til dette var 63-92 % av partiklene innendørs i området 0,02-0,3 μm fra utendørs kilder. Studien antyder dermed at større partikler mellom 2-10 μm primært genereres av innendørs kilder, mens mindre partikler mellom 0,02-0,3 μm hovedsakelig stammer fra utendørs kilder (Abt et al., 2000).

Ifølge en studie med målinger fra bygg i Virginia og California er I/O-forholdet for UFP mye lavere enn for $\text{PM}_{2.5}$ eller PM_{10} , noe som tyder på at utendørs UFP har større vanskeligheter med å trenge inn i bygningskroppen. Dette innebærer at utendørs konsentrasjoner av UFP bare har en moderat effekt på personlig eksponering dersom innendørs kilder er til stede. For å bestemme effekten av I/O-forholdet ble målinger tatt med en bærbar partikkelteller

(TSI, Model 3007) som måler partikler fra 0,01-1,0 μm . Undersøkelsen av partiklers penetrering i boligene bygger på flere tusen målinger over perioder på 1 år. Figur 12 viser resultatene for to eksempler, der det ble målt i 24 dager med alle vinduene lukket og i 21 dager med et vindu åpnet 8 cm. Kun 5 % av partiklene mindre enn 10 nm og 20 % av alle partikler mindre enn 64 nm forble i inneluften når vinduene var lukket. Et enkelt åpent vindu resulterte i en markant økning av disse partiklene, men I/O-forholdene er under det som ble observert for større partikler ($\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10}). Målingene stoppet på 64 nm, men det hevdes at gjennomtrengingen trolig vil fortsette å øke med større partikkeldiameter. Siden det antas at flesteparten av partiklene er mindre enn 64 nm, fant de det rimelig å anslå en total infiltrasjonsratio for UFP på cirka 30 % (Wallace and Ott, 2011).



Figur 12 Forhold av innendørs nummerkonsentrasjoner for to caser (Wallace and Ott, 2011)

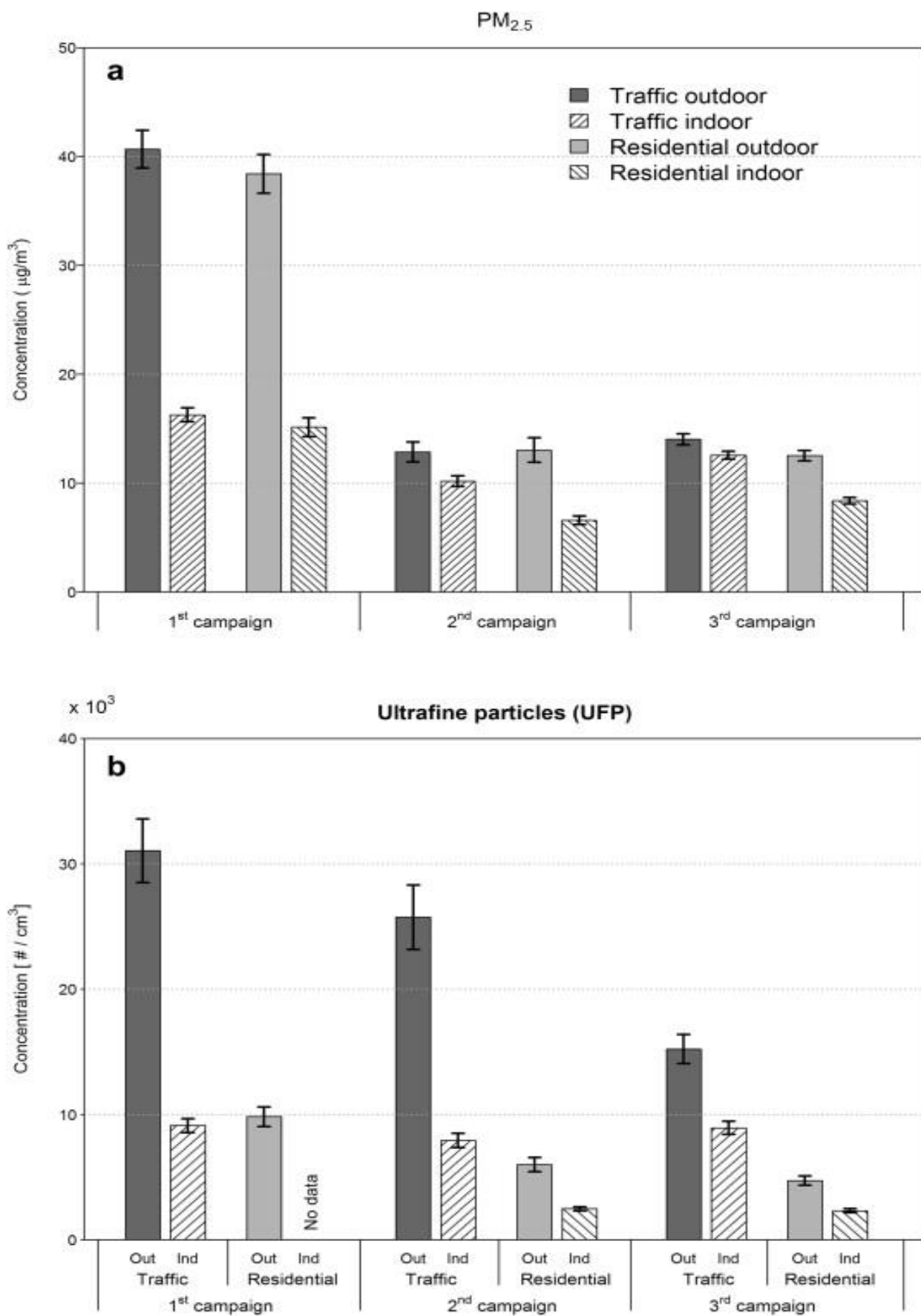
Ettersom UFP har høye brownske bevegelser hevdes det at de dermed er mindre tilbøyelige til å trenge inn i et bygnings skall, og avsettes også raskere på overflater. Målinger har vist at typiske infiltrasjonsfaktorer for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$ var på rundt 50 %, og for totalt antall av UFP var den på cirka 30 %. Dette betyr at virkningen av utendørs UFP på personlig eksponering er vesentlig lavere enn for $\text{PM}_{2.5}$ eller PM_{10} . Dette betyr igjen at innendørs kilder vil gi en høyere fraksjon av total eksponering for UFP enn det som er gitt av de større partiklene (Wallace and Ott, 2011). Fra et scenario i en forstad antyder også Wallace and Ott (2011) at innendørs kilder vil gi cirka 47 % og utendørs kilder cirka 36 % av total daglig UFP-eksponering. Resten av eksponeringen knyttes til tiden som blir tilbragt i kjøretøy.

Konsentrasjonen av UFP ble i en studie målt i enkelte landlige og urbane områder i Sverige og Danmark. Instrumentene som ble brukt var håndholdte direktevisende kondensatorpartikeltellere, modeller CPC 3007 og P-Trak™ 8525, begge produsert av TSI. Feltnmålinger i Sverige ble gjennomført i noen boliger og kontorbygg, mens i Danmark omfattet måleområdene to kontorbygninger, en av dem lokalisert i et landlig område.

Konsentrasjonen av UFP ble målt samtidig innendørs og utendørs med kondensatorpartikkeltellerne. Resultatene viste at de utendørs genererte partikkelnivåene var store bidragsyttere til konsentrasjonen av antall innendørs partikler i de studerte bygningene når ingen sterk intern kilde var tilstede. Resultatene viste at i kontorbygninger var UFP-konsentrasjonene innendørs typisk lavere, og de samsvarte ganske godt til tallkonsentrasjonen ute. Innendørs/utendørs-forholdene varierte mellom 0,5 og 0,8. I boliger ble innendørskonsentrasjonen sterkt påvirket av flere innendørsaktiviteter - for eksempel matlaging og stearinlysforbrenning. I nærvær av betydelige innendørs kilder oversteg I/O-forholdet 1. UFP-konsentrasjonene var større i den store byen København sammenlignet med den mellomstore byen Göteborg, og var lavest på flere landlige steder (Matson, 2005).

Høye konsentrasjoner av UFP har blitt rapportert i nærheten av store motorveier. Mange byområder ligger i umiddelbar nærhet av veier med høy trafikk tetthet. Følgelig kan innemiljøer i nærheten av motorveier oppleve signifikant høye konsentrasjoner av utendørs UFP. Fire to-roms leiligheter innen 60 m fra sentrum i Los Angeles er benyttet i en studie der innendørs og utendørs fordeling av UFP i størrelsesområdet 6-220 nm ble målt samtidig under forskjellige ventilasjonsforhold uten generering av partikler fra innendørs kilder. Størrelsesfordelingen av innendørs aerosoler viste mindre variabilitet enn de tilstøtende utendørs aerosolene. I/O-forhold for ultrafine partikkeltallkonsentrasjoner var sterkt avhengig av partikkelstørrelse. I/O-forholdet var også avhengig av innendørs ventilasjonsmekanismer. Under infiltreringsforhold med luftutvekslingsrater fra 0,31-1,11 h⁻¹ ble de høyeste I/O-forholdene (0,6-0,9) vanligvis funnet for større ultrafine partikler med størrelse 70-100 nm, mens de laveste I/O-forholdene (0,1- 0,4) ble observert for partikler med størrelse 10-20 nm. Inntrengningsfaktorene og deponeringshastighetene varierte også signifikant avhengig av partikkelstørrelse, og var i samsvar med litteraturdata og teorier for partikler større enn 20 nm (Zhu et al., 2005).

En studie fra Bologna har analysert innendørs og utendørs størrelsesfordeling og PNC i et tungt trafikkert område i forhold til et boligområde. Rommene som ble brukt til målinger var ikke i bruk og uten innendørs partikkelgenererende kilder. Fire identiske direktevisende prøvetakere (Skypost, TCR TECORA) ble brukt for å måle innendørs og utendørs daglige PM_{2.5}-konsentrasjoner på de to lokasjonene. I tillegg ble to UFP-målere (FMPS modell 3091, TSI) brukt til å måle fordelingen av PNC. Studien viser at forholdet mellom innendørs og utendørs svevestøv varierer med konsentrasjon, partikkelstørrelse, kjemisk sammensetning og lufttemperatur. I/O-forholdet av PM_{2.5} varierte fra 0,4 til 0,9 i trafikkområdet og 0,7 i boligstrøket. I/O-forholdet for UFP viste lavere korrelasjoner i forhold til PM_{2.5}. I/O-forholdet for PM_{2.5} var generelt høyere i det trafikerte området, men PNC var generelt lavere for samme størrelse. Forholdene reflekterer ulik sammensetning og størrelsesfordeling av partikler på de to ulike stedene, og er vist på måleresultatene i Figur 13 (Zauli Sajani et al., 2015).

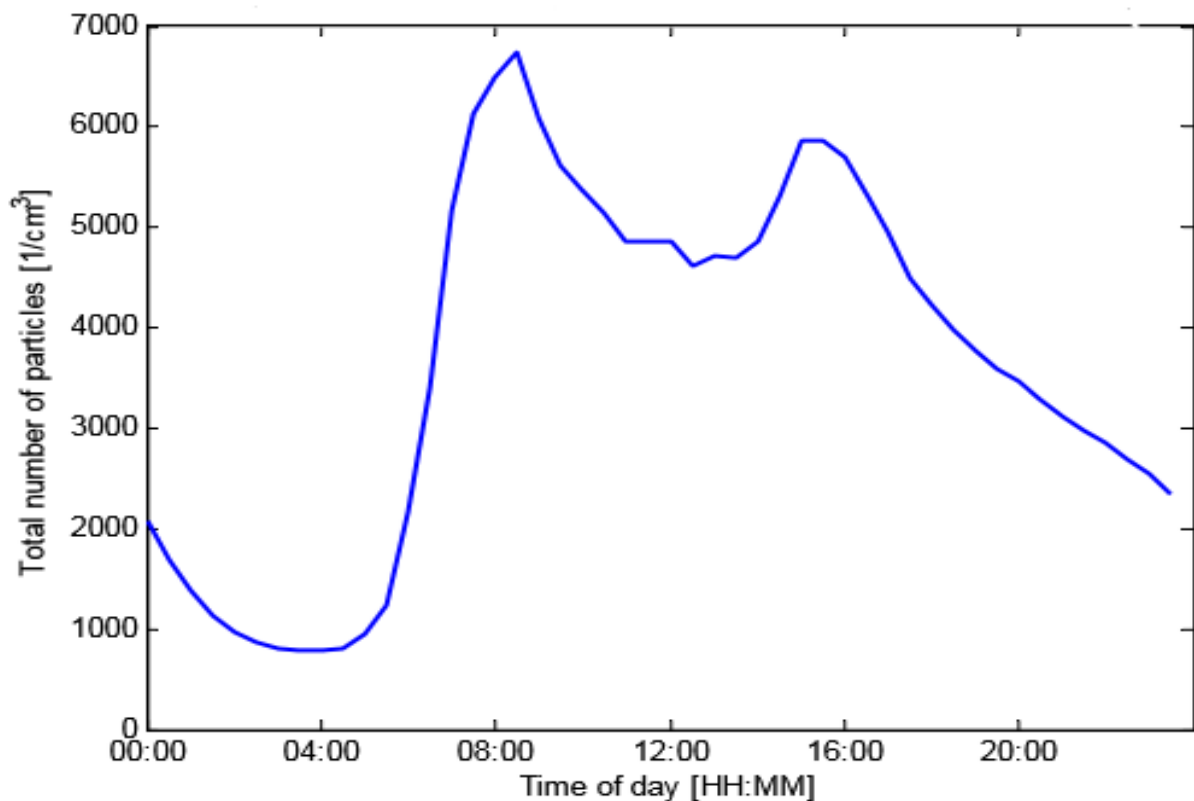


Figur 13 Gjennomsnittlige verdier av PM_{2.5} (a) og UFP (b) fra de tre måleseriene utført innendørs og utendørs i et trafikkert område og et boligområde (Zauli Sajani et al., 2015)

4.2.2 Eldre bygg med naturlig ventilasjon

I 2004 og 2005 ble det i forbindelse med en masteroppgave ved NTNU utført målinger av PNC i et gammelt, naturlig ventilert bygg i Elgesetergate i Trondheim. Målingene ble gjennomført med TSI 3936 Scanning Mobility Particle Sizer, TSI DustTrak Aerosol Monitor og Grimm-1.107-Dust Monitor. Studien fant at partikkelkonsentrasjonen var sterkt avhengig av trafikkmønsteret, og toppkonsentrasjonene falt sammen med rushtidstrafikken. Minimumskonsentrasjoner ble observert på kvelden i ukedagene.

Både partikkelkonsentrasjonen og det daglige mønsteret på hverdager var forskjellig fra det som ble observert i helgene. Mens ukedagene viste to klare rushtidstopper, viste helgene bare en topp på sen ettermiddag. I tillegg var gjennomsnittlig partikkelnivå i helgen omtrent halvparten av en gjennomsnittlig ukedag. Også fordelingen av partikkelstørrelser viste daglige og ukentlige variasjoner med forhøyede nivåer av ultrafine partikler i løpet av hverdager - spesielt under rushtiden. Alle resultatene i studien viste sammenheng med trafikkmønsteret. Gjennomsnittlig døgnvariasjon av partikkel nummerkonsentrasjon for ukedager målt mandag til fredag fra uke 39, år 2004 til uke 14, år 2005 er vist i Figur 14. Gjennomsnittsmålingene viser at maks konsentrasjonsnivå ble nådd litt over klokken 08 på morgenen med omtrent 6800 partikler/cm³, og neste topp skjer i 15-16-tiden og er på nesten 6000 partikler/cm³. Det laveste nivået ligger på cirka 900 partikler/cm³ klokken 04 på natten, og partikkelkonsentrasjonen øker fra rundt klokken 06 på morgenen (Ruth and Iversen Jokstad, 2005).



Figur 14 Gjennomsnittlig døgnvariasjon i partikkel nummerkonsentrasjon for ukedager (Ruth and Iversen Jokstad, 2005).

Målinger fra Trondheim kommune av utendørs partikkelmasse ($PM_{2.5}$ og PM_{10}) ble sammenlignet med målt PNC. Effekten av forskjellige meteorologiske faktorer på partikkelnivåene ble også undersøkt. Det ble funnet at partikkelkonsentrasjonen var sterkt påvirket av lave temperaturer og vind. Relativ fuktighet hadde størst innvirkning på PM_{10} -fraksjonen, mens $PM_{2.5}$ -fraksjonen hovedsakelig var påvirket av vind. Snødybde hadde også innvirkning på begge fraksjonene. De meteorologiske forholdene viser at det dannes flest ultrafine partikler ved lavere temperaturer som skjedde i vinterperioden. De høye toppene i PNC ble forklart av tørre dager med bare veier, noe som forårsaket resuspending av partikler som primært stammer fra slitasje på asfalt (Ruth and Iversen Jokstad, 2005).

Eksperimenter ble også utført på et utvalg av innendørs kilder for å kvantifisere det relative bidraget fra innendørs og utendørs kilder. Selv om få eksperimenter ble utført, ga de indikasjoner på at konsentrasjonen av innendørs partikkeltall domineres av bidraget fra menneskelige aktiviteter som matlaging, støvsuging og brenning av stearinlys. Det understrekes at disse kildene var tilstede over korte perioder, mens bidraget fra utendørs kilder som trafikk var vedvarende over tid. Basert på målingene ble det konkludert med at målinger av partikkelmasse ikke nødvendigvis er gode estimater for partikkelkonsentrasjoner. I tillegg ble det funnet en tidsforsinkelse på en time mellom utendørs og innendørs måling. Studiens resultater korresponderte godt med målinger av luftstrømningsrate og I/O-forhold (Ruth and Iversen Jokstad, 2005).

4.2.3 Energieffektive bygg

En studie i Frankrike har undersøkt syv nybygde energieffektive hus - både lavenergibygninger og klassifiserte passivhus. Massekonsentrasjon av $PM_{2.5}$ ble målt i en stue før og i løpet av første år husene ble bebodd med et luftprøvetakingssystem (Chempass, Model. 3400, Thermo Fisher Scientific) (Derbez et al., 2014a).

Massekonsentrasjonene av $PM_{2.5}$ var under $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for alle målingene, og varierte fra 6 til $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nivåene var stort sett høyere om vinteren enn om sommeren. For samtlige hus forble konsentrasjonene av $PM_{2.5}$ under $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ før innflytting. Nivåene av $PM_{2.5}$ økte under beboelse av husene, og konsentrasjonene viser stor variasjon med tanke på sesong. Dette er sannsynligvis mye knyttet til økt infiltrasjonsnivå om sommeren og innendørs menneskelige aktiviteter om vinteren. Nivåene av innendørs forurensning i studiehusene var innenfor anbefalte grenseverdier, og hadde lavere konsentrasjoner enn standard hus i Frankrike. $PM_{2.5}$ -nivået overskred imidlertid anbefalingene fra WHO. Studien understreker at det er avgjørende med kontinuerlig ventilasjonen i lufttette og godt isolerte boliger for å opprettholde et tilfredsstillende inneklima (Derbez et al., 2014a).

Derbez et al. (2014) har også utført målinger i to nybygde, energieffektive hus i tre som ble undersøkt fra 2009 til 2012 for å studere inneklima og beboernes komfort over tid. Antall partikler per cm^3 med en partikkeldiameter på $0,3\text{--}20 \mu\text{m}$ ble målt hvert 10. minutt ved hjelp av et optisk bærbar aerosolspektrometer (dust monitor 1.108 – Grimm). $PM_{2.5}$ -konsentrasjoner ble samlet inn ved bruk av samme instrument som i forrige studie

(Chempass, Model. 3400, Thermo Fisher Scientific) koblet til en prøvetaker (Microvol 1100, Ecotech). Begge instrumentene var plassert i kjøkken og stue på grunn av støy og plasskrevende måleapparater. Måleresultatene er presentert i Tabell 4. Inneluftkvalitetens variasjon over tid forklares ved høye utslipp fra bygningsmaterialer, produkter og maling i de første månedene etter ferdigstilling av huset. Deretter stammer det i høyere grad fra menneskelige kilder under beboelse. Verdiene for hus B alle vintrene 2009–2011 indikerer høye utslipp av partikler fra vedfyring (Derbez et al., 2014b).

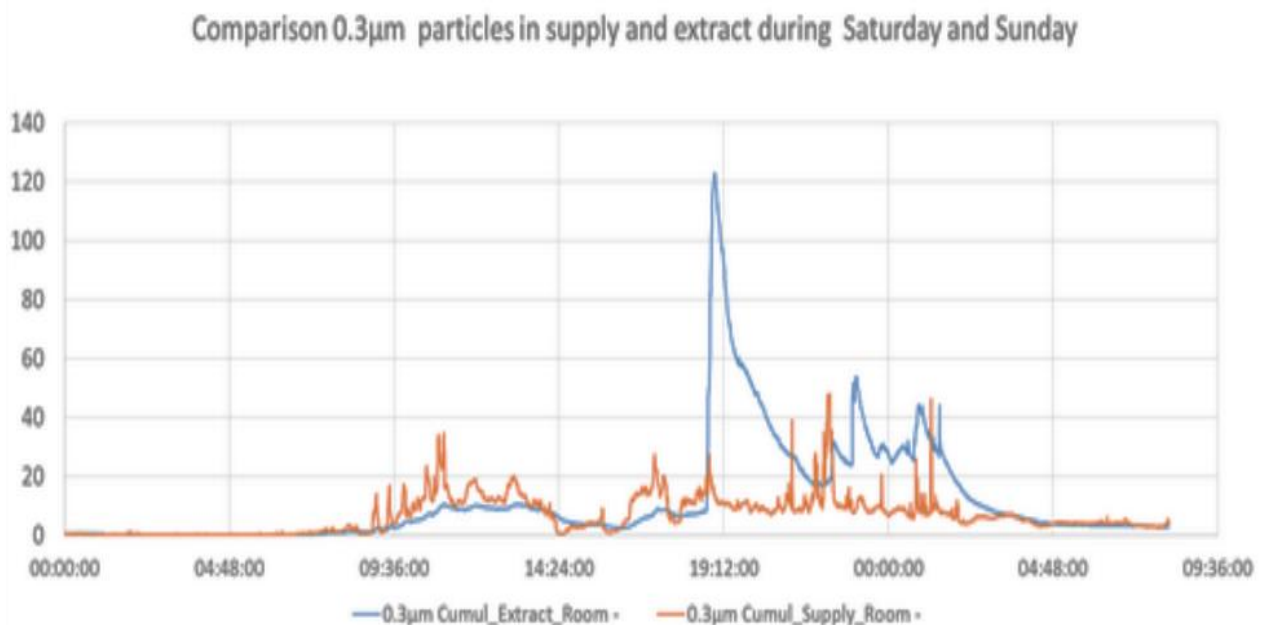
Tabell 4 Ukentlige verdier for massekonsentrasjon av $PM_{2.5}$ og median antall partikler som ble målt på kjøkken/stue i begge hus før og etter innflytting (Derbez et al., 2014b)

	House B		House E	
	PM _{2.5} mass concentration (µg/m ³)	Median value of particle number [0.3–20 µm] (particle/cm ³)	PM _{2.5} mass concentration (µg/m ³)	Median value of particle number [0.3–20 µm] (particle/cm ³)
Pre-occupancy	7.4	33.5	12.1	408.0
Summer 2009	7.8	15.0	7.1	19.7
Winter 2009–2010	27.8	n.a.	23.5	137.5
Summer 2010	9.5	26.8	n.a.	42.3
Winter 2010–2011	74.7	166.1	n.a.	95.1
Summer 2011	7.5	16.3	8.4	n.a.
Winter 2011–2012	25.0	32.7	9.8	n.a.

De målte konsentrasjonsverdiene var høyere etter innflytting i boligen enn før, med unntak av medianverdien i hus E før beboelse på grunn av at ventilasjonssystemet var skrudd av. PM_{2.5}-verdiene var høyere om vinteren enn om sommeren, og dette knyttet til ulik ventilasjonspraksis i de forskjellige årstidene. Den høyeste infiltrasjonen av svevestøv ble observert på sommeren, og den laveste ble observert om vinteren. Grunnet åpning av vinduer om sommeren ble innendørs konsentrasjoner av svevestøv høyt korrelert med konsentrasjoner fra utendørs kilder. Om vinteren ble konsentrasjonene sterkere påvirket av innendørs aktiviteter. Endringen av innendørs konsentrasjoner over tid viste seg å være akseptabel og i overensstemmelse med observasjoner gjort i andre studier. Lavemitterende konstruksjon, materialer, møbler og forbrukerprodukter ble brukt i studien for å begrense innendørs luftforurensninger knyttet til menneskelig aktivitet (Derbez et al., 2014b).

Målinger har også blitt utført tidligere i ZEB Living Lab ved NTNU der partikkelkonsentrasjon både i tilluft og i avtrekksluften ble undersøkt over tre dager. Målet var å finne effekten av beboeres innendørs aktiviteter og utendørsforhold på luftkvaliteten i et meget energieffektivt bygg i Norge. Disse målingene ble utført med en håndholdt direktevisende aerosolmåler (AEROTRAK™ Particle Counter Model 9306). De høyeste verdiene ble oppnådd under en julemiddag med 18 personer tilstede. Denne kvelden økte konsentrasjonen av fine partikler i avtrekksluften betraktelig. Hovedkilden til dette var trolig flere små forbrenningskilder i form av stearinlys. I tillegg til lysene ble musikk spilt på en platespiller, og friksjonen mellom platen og stiftene kan være en annen kilde til fine partikler. En lavere konsentrasjon av fine partikler ble også målt på morgenen, som trolig ble forårsaket av trafikken utenfor. Ved høyere lufttilførselsmengde ble nivåene lavere (Justo-Alonso et al., 2016).

Resultatene fra målingene viser at partikkelkonsentrasjonen i rommet kan påvirkes av både tilluften og beboernes aktiviteter. Infiltrasjonsluft ser ikke ut til å ha påvirket konsentrasjonsverdiene i særlig stor grad siden bygget er så godt isolert. Høyere konsentrasjon av fine partikler i uteluften ble knapt registrert på avtrekksluftmålinger. Studien indikerer at kilder innendørs synes å ha større effekt på konsentrasjonen av fine partikler enn utendørsforhold. Dette illustreres i Figur 15 som viser en graf over partikler med størrelse $0,3 \mu\text{m}$ målt i tilluft og avtrekksluft. Menneskelige aktiviteter antas å være hovedkilden ettersom alle målingstoppene gjelder i perioder med mange personer tilstede i bygget (Justo-Alonso et al., 2016).



Figur 15 Fordeling av svevestøv innendørs (blå kurve) og utendørs (oransje kurve) (Justo-Alonso et al., 2016)

5 Metode

5.1 Måleplan

Målinger av partikler innendørs i Living Lab, i uteluft og i Gløshaugen Legesenter foregikk i ukene 6,9,12,13 og 14. Tabell 5 viser hvilke dager og tidspunkter målingene ble utført og hvilke instrumenter som ble benyttet.

Tabell 5 Dato, tidspunkt og instrumenter som ble benyttet til målinger

Målenr	Dato	Tidspunkt	NS 3910	OPS 3330	CPC 3007	Pegasor
1	Mandag 6. februar	11.30 – 23.30	X	X	X	
2	Tirsdag 7. februar	07.53 – 19.30	X	X	X	
3	Onsdag 8. februar	07.10 – 19.00	(X)	X	X	
4	Torsdag 9. februar	14.15 – 02.15	X	X		
5	Mandag 27. februar	15.29 – 06.30	X	(X)		
6	Tirsdag 28. februar	13.10 – 03.40	X	X		
7	Onsdag 1. mars	07.16 – 20.05	X	X		X
8	Natt til 2. mars	02.15 – 06.55	X	X		X
9	Torsdag 2. mars	07.08 – 20.45	X	X		X
10	Fredag 3. mars	07.15 – 20.50	X	X		
11	Tirsdag 21. mars	08.09 – 22.35	X	X	X	
12	Torsdag 23. mars	07.26 – 21.55	X	X	X	
13	Fredag 24. mars	07.11 – 22.55	X	X	X	
14	Tirsdag 28. mars	07.13 – 21.15	X	X	(X)	X*
15	Onsdag 29. mars	07.06 – 22.00	X	X	X	X
16	Torsdag 30. mars	00.01 – 23.12				X
17	Mandag 3. april	07.28 – 19.32	X	X	X	X*
18	Natt til 4. april	19.38 – 06.53	X	X	X	X
19	Tirsdag 4. april	06.59 – 02.15	X	(X)	X	X
20	Onsdag 5. april	06.59 – 23.37	X	X	X	X

(X) – Feil med måling

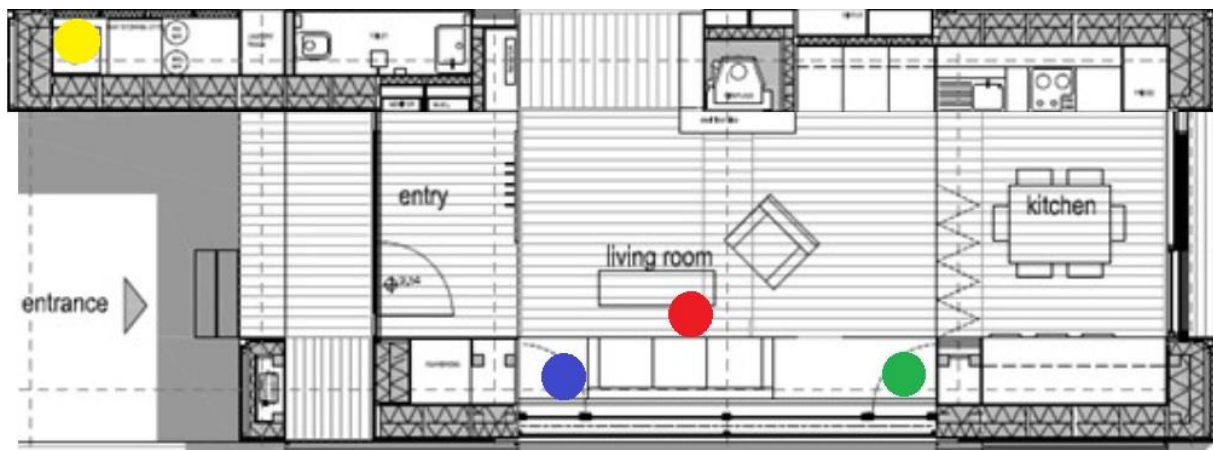
X* – Målte kontinuerlig til den ble stoppet samme uke

Living Lab er et populært forskningshus, og målingene som skulle gjøres måtte samkjøres med flere andre som hadde prosjekter gående der. Det var viktig å få inn så mye data som mulig, og derfor ble enhver anledning når huset var tilgjengelig brukt til å utføre målinger. Først var formålet å kartlegge nivået av partikkel nummerkonsentrasjon og variasjoner inne i Living Lab gjennom ukedagene, og undersøke om det ble påvirket av trafikken utenfor. Dette ble utført med instrumentene Nanoscan 3910 og OPS 3330. I tillegg skulle nivået innendørs sammenlignes med utendørsnivået (I/O-forhold), som ble målt med Nanoscan 3910 og CPC 3007. Nivået i Living Lab ble også sammenlignet med Gløshaugen Legesenter på andre siden av veien der målingene ble utført med to identiske instrumenter av typen Pegasor.

Målingene som er markert med (X) i Tabell 5 gikk ikke helt etter planen. Den første målingen hadde feil innstilling på måleintervallet slik at instrumentet målte 3 verdier i løpet av 3 minutter før det så hadde pause i 3 minutter. Den andre feilmålingen hadde feil innstilte partikkelstørrelser. Den neste gangen var det på grunn av noen elektrikere i teknisk rom som hadde tatt ut kontakten til instrumentet, og siste dagen med målefeil registrerte instrumentet ingenting av ukjent grunn. Målingene som er markert med stjerne gjelder Pegasor som hadde måleperioder helt fra instrumentene ble skrudd på til de ble avslått.

5.1.1 Måling av partikkelnivå inne i Living Lab

Ved måling av innendørs partikkelnivå i Living Lab ble alle instrumentene plassert samlet i stuen på tre ulike steder - alle i nærheten av veggens langsgående vindu. Dette er vist med ulike farger i Figur 16, som også viser plasseringen til instrumentet som målte partikkelkonsentrasjonen i uteluften.



Figur 16 Plassering av instrumentene Nanoscan, OPS og Pegasor i stuen uke 6 (rød), uke 9 og 12 (blå), uke 13 og 14 (grønn) og CPC i teknisk rom (gul) i Living Lab

Alle målingene ble gjort i ukedager over tre måneder fra februar til april. Det ble forsøkt å gjøre målingene så like som mulig ved å starte de tidlig om morgenen slik at de varte til kvelden, og dermed fikk med begge rushtidene. Dette måtte tilpasses litt etter når bygget skulle brukes av andre. Etter å ha sett noen av de første resultatene, ble det også interessant å måle noen netter for å se variasjon over hele døgnet.

Samtidig som målingene pågikk, ble det utført andre forsøk i bygget som hadde med blant annet romoppvarming å gjøre. Dette gjorde at for de fleste målingene måtte persiennene være nede foran alle vinduene mot sørsiden - den samme siden som den trafikkerte veien. I uke 14 ble målingene gjort uten persiener foran vinduene.

De fleste dagene ble det holdt en oversikt over menneskelig aktivitet inne i Living Lab. Dette ble funnet fra en kalender online, og ved at besøkende skrev på en lapp når og hvor lenge de var innendørs. Allikevel var det vanskelig å ha full kontroll på dette i og med at flere har tilgang til bygget.



Figur 17 Instrumentoppsett uke 6 (Foto: Merete Wærstad)

Instrumentoppsettet med Nanoscan 3910 og OPS 3330 tilkoblet slanger og PC i uke 6, Figur 17, målte i en høyde 110 cm over gulvet og 150 cm fra vinduet. I uke 9 og 12, Figur 18, er det målt i en høyde 100 cm over gulvet og 20 cm fra vinduet. Samme avstandsverdier gjaldt i uke 13 og 14.



Figur 18 Instrumentoppsett uke 9 og 12 (Foto: Merete Wærstad)

5.1.2 Måling av forhold mellom innendørs og utendørs partikkelnivå

Forholdet mellom innendørs og utendørs partikkelnivå ble målt med to partikkelmonitorer som telte konsentrasjon av antall UFP i luften innenfor og utenfor testbygningen.

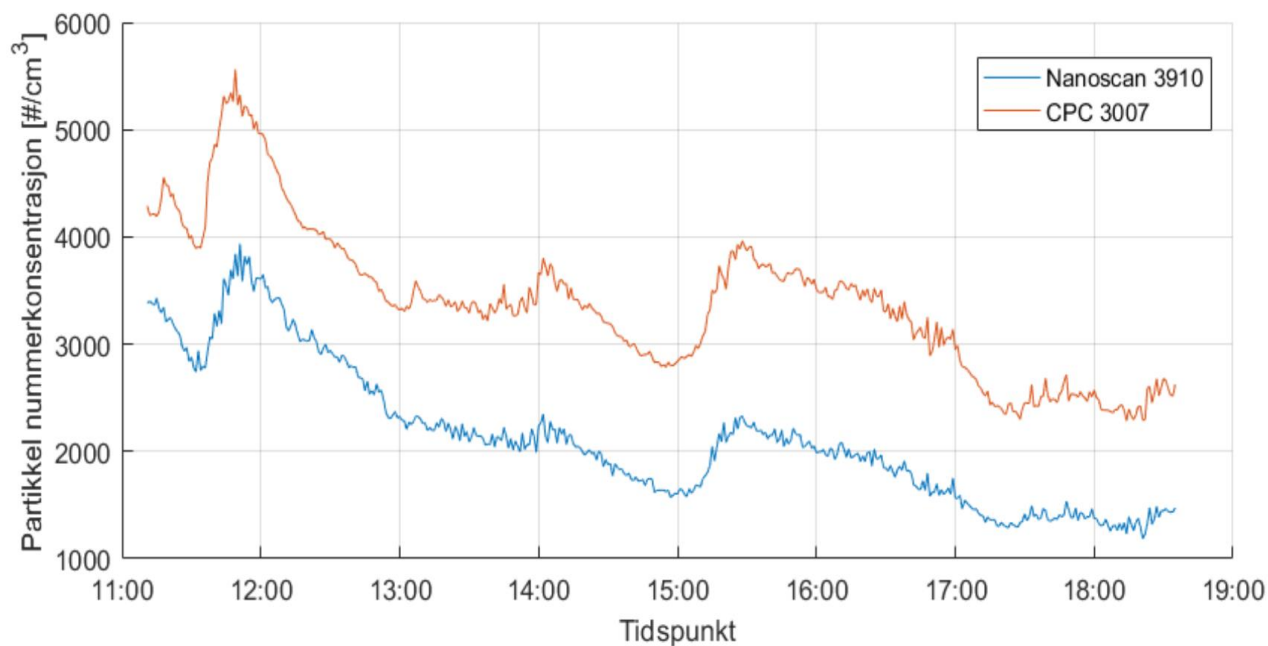
Måleinstrumentene som ble benyttet til forsøkene var Nanoscan 3910 og CPC 3007.

Nanoscan 3910 var plassert innendørs, og målte totalkonsentrasjon av antall partikler i inneluften. Apparatet CPC 3007 målte totalkonsentrasjon av antall partikler i uteluften, og var plassert som vist i Figur 19, i det tekniske rommet i Living Lab koblet til ventilasjonssystemets tilluftskanal som tar inn frisk luft.



Figur 19 Måling av partikkelnivå i uteluften ved å koble apparatet til ventilasjonssystemets inntakskanal i teknisk rom (Foto: Merete Wærstad)

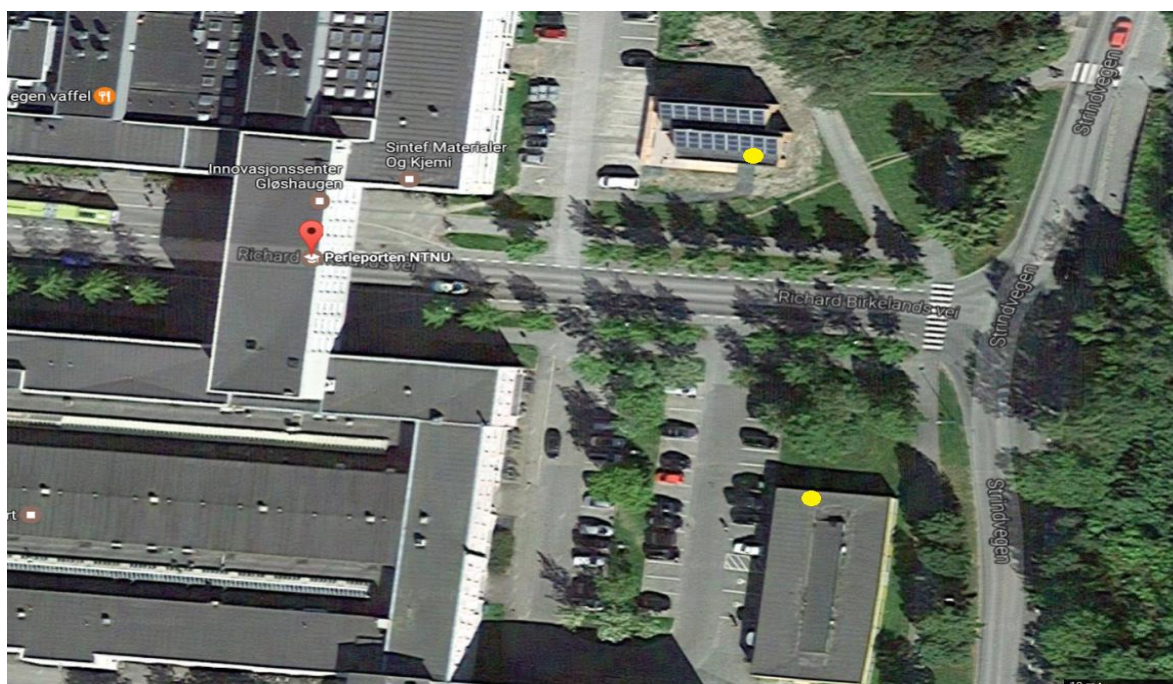
I etterkant av forsøkene er det foretatt en måling for å sammenligne hvor likt instrumentene som ble benyttet i forsøkene måler. Målerne var plassert i et rom i Gamle Fysikk-bygget på NTNU uten aktivitet eller forurensningskilder over en skoledag. I Figur 20 vises det at instrumentene følger hverandre veldig fint, men det viser seg at CPC 3007 måler drøyt 1000 flere partikler/cm³ enn Nanoscan 3910. I dette forsøket måler CPCen 1270 flere partikler/cm³ i snitt. Dette tas i betraktning når resultatene diskuteres senere i rapporten.



Figur 20 Sammenligning av Nanoscan 3910 og CPC 3007, instrumentene brukt til å måle I/O-forhold

5.1.3 Måling av partikkelnivå i Living Lab og i Gløshaugen Legesenter

For å studere forskjellen i partikkelnivå for to ulike bygg, ble Gløshaugen Legesenter på andre siden av veien valgt for sammenligning med Living Lab. De to byggene er plassert på samme lokasjon, og har omtrent like lang avstand til den trafikkerte veien på utsiden. Dette er vist i Figur 21, der de gule prikkene viser plasseringen av måleinstrumentene. For denne oppgaven var det viktig å velge bygg med ulik standard (nullutslippsbolig i forhold til et eldre bygg) som er plassert i et likt miljø med samme grad av partikulær forurensning.



Figur 21 Kart over området der byggene ligger, og de gule prikkene viser plassering av måleapparatene (Google Earth)

Gløshaugen Legesenter, vist i Figur 22, har et areal på 465 m², og var ferdig bygget i 1970. I telefon med arkitekten Houchang Fati kom det frem at det i utgangspunktet ble bygget som et forsøks hus som skulle stå i maks 10 år. Bygget skulle derfor være lett å ta fra hverandre og kunne flyttes på senere.



Figur 22 Gløshaugen Legesenter (Foto: Merete Wærstad)

Veggene ble bygget som en sandwichkonstruksjon bestående av gipsplater og prefabrikkerte aluminiumselementer utvendig og innvendig. Isolasjonen var etter datidens krav på 10 cm steinull, samt gummipakninger mellom veggelementer og vinduer. Tabell 6 presenterer en sammenligning av U-verdier i Living Lab fra Tabell 1 og U-verdier fra byggeforskrift 1969 som ble innført 1. april 1970, som antas å være gjeldende for Gløshaugen Legesenter.

Tabell 6 Sammenligning av U-verdier for ulike bygningsdeler i Living Lab og Gløshaugen Legesenter

	Living Lab	Gløshaugen Legesenter
Tak	0,10 W/m ² K	0,41 – 0,58 W/m ² K
Gulv	0,10 W/m ² K	0,41 – 0,70 W/m ² K
Yttervegger	0,11 W/m ² K	0,46 – 1,28 W/m ² K (inkludert både yttervegger og vinduer)
Vinduer	0,65 – 1,0 W/m ² K	

Legesenteret på Gløshaugen har et ventilasjonsanlegg av typen Gold 4. Det er balansert ventilasjon med roterende varmegjenvinner, og et elektrisk varmebatteri for oppvarming av tilluften når varmegjenvinneren ikke leverer den innstilte temperaturen. Luftmengder er 4250 m³/h for tilluft og 4400 m³/h for avtrekk. Driftstiden til ventilasjonsanlegget er samme som åpningstiden til legesenteret (Mail fra Øystein Langlie ved VVS, teknisk drift).

De to nye like Pegasorinstrumentene var ikke tilgjengelig for utlån hele tiden, men 1. mars ble det anledning til å først gjøre en testmåling for å se hvordan instrumentene fungerte, og for å danne et bilde av nivået i begge byggene. Målerne startet med en gang instrumentet

ble slått på, og målte helt til de ble skrudd av. Dette var en stor fordel i forhold til de andre instrumentene ettersom disse kunne stå i fred flere dager i strekk uten avbrudd. To langtidsmålinger på 3-4 dager ble utført i uke 13 og 14. Instrumentet ble plassert sammen med de andre i Living Lab og på pauserommet i legesenteret. Instrumentene ble byttet om slik at de ikke sto i samme bygg begge ukene. Pauserommet til arbeiderne på legesenteret sto åpent inn til to ganger som førte til venterom og pasientrom. Det gikk folk gjennom rommet i løpet av dagen, men det ble mest benyttet til pauser og lunsj. Figur 23 og 24 viser hvordan Pegasorinstrumentene var plassert i rommene, og på bildene kan man også skimte det andre bygget på motsatt side av veien.



Figur 23 Instrumentoppsett uke 13 og 14 (Foto: Merete Wærstad)



Figur 24 Plassering av Pegasor i Gløshaugen Legesenter (Foto: Merete Wærstad)

5.2 Måleinstrumenter

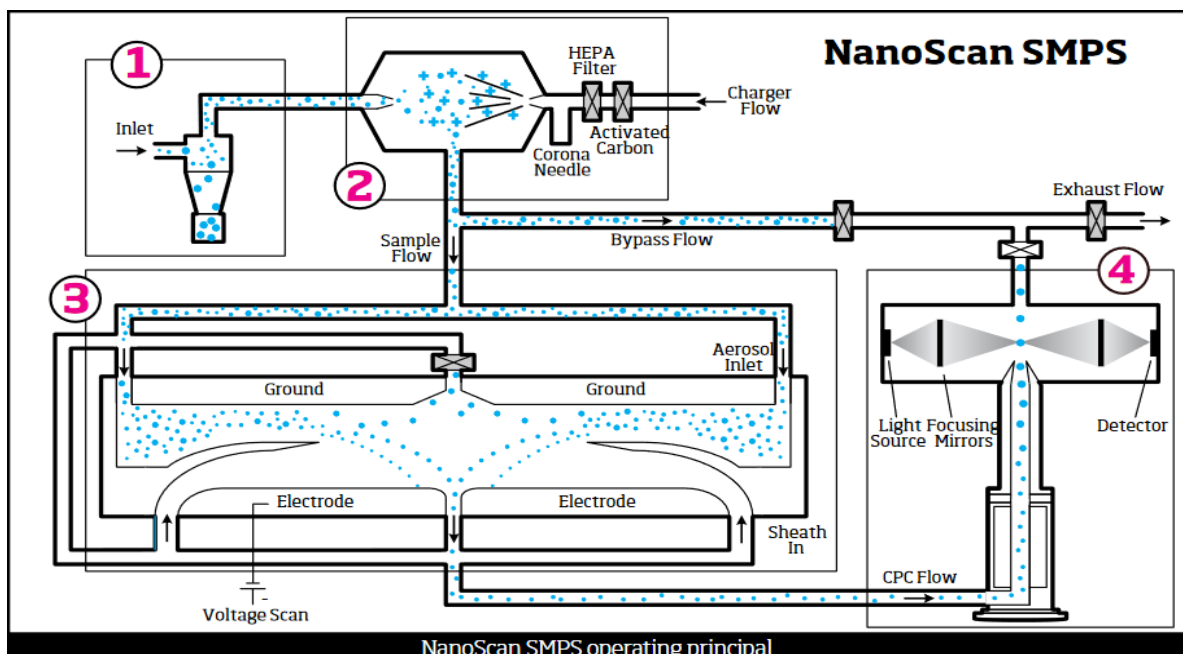
5.2.1 TSI Nanoscan SMPS Nanoparticle Sizer – Model 3910

Nanoscan 3910, Figur 25, ble benyttet for å måle ultrafine partikler innendørs med en størrelsesfordeling fra 10 til 420 nm fordelt på 13 størrelseskanaler. Instrumentet har et konsentrasjonsspekter fra 100 til 1 000 000 partikler/cm³. Det tar i bruk en SMPS (Scanning Mobility Particle Size)-teknikk som illustreres i Figur 26. Teknikken baserer seg på følgende trinn (TSI, 2015):

1. Et inntaksanlegg fjerner store aerosolpartikler, og har et D50-cuttoffpunkt på cirka 550 nm.
2. En patentert enpolet lader skaper en god karakterisert ladningsfordeling på partiklene.
3. Inne i Radial Differential Mobility Analyzer (RDMA) opplever de ladede partiklene et elektrisk felt som får dem til å bevege seg gjennom gassen der de blir suspendert.
4. Antall partikler per størrelse måles ved hjelp av en intern kondenseringspartikkelteller (CPC). Denne teller enkeltpartikler for å gi nøyaktige målinger selv ved lave konsentrasjoner.



Figur 25 TSI Nanoscan SMPS Nanoparticle Sizer – Model 3910 (TSI, 2015)



Figur 26 Skjematisk visning av Nanoscan 3910 som benytter SMPS-teknikk (TSI, 2015)

Dette instrumentet må bruke $\geq 99,5\%$ Isopropanol for å operere. Staven absorberer cirka 8 ml alkohol som gjør at målinger kan pågå i opptil 8 timer ved temperaturer mindre enn 21 °C. Hvor lenge det varer, avhenger av temperatur og antall målte partikler. Datainnsamling og analyse utføres med programvaren Nanoscan Manager (TSI, 2015).

5.2.2 TSI Optical Particle Sizer Spectrometer – Model 3330

Dette instrumentet, som er vist i Figur 27, ble benyttet for å måle fine partikler innendørs i Living Lab. Størrelsesområdet ligger fra 0,3 til 10 μm fordelt på opptil 16 størrelseskanaler som kan justeres etter ønske. Konsentrasjonsområdet er fra 0 til 3000 partikler/ cm^3 .

Instrumentet fungerer på prinsippet om optisk spredning fra enkeltpartikler som illustrert i Figur 28.

Partikler blir opplyst ved hjelp av en laserstråle

formet til en tynn kappe fokusert under innløpsdysen.

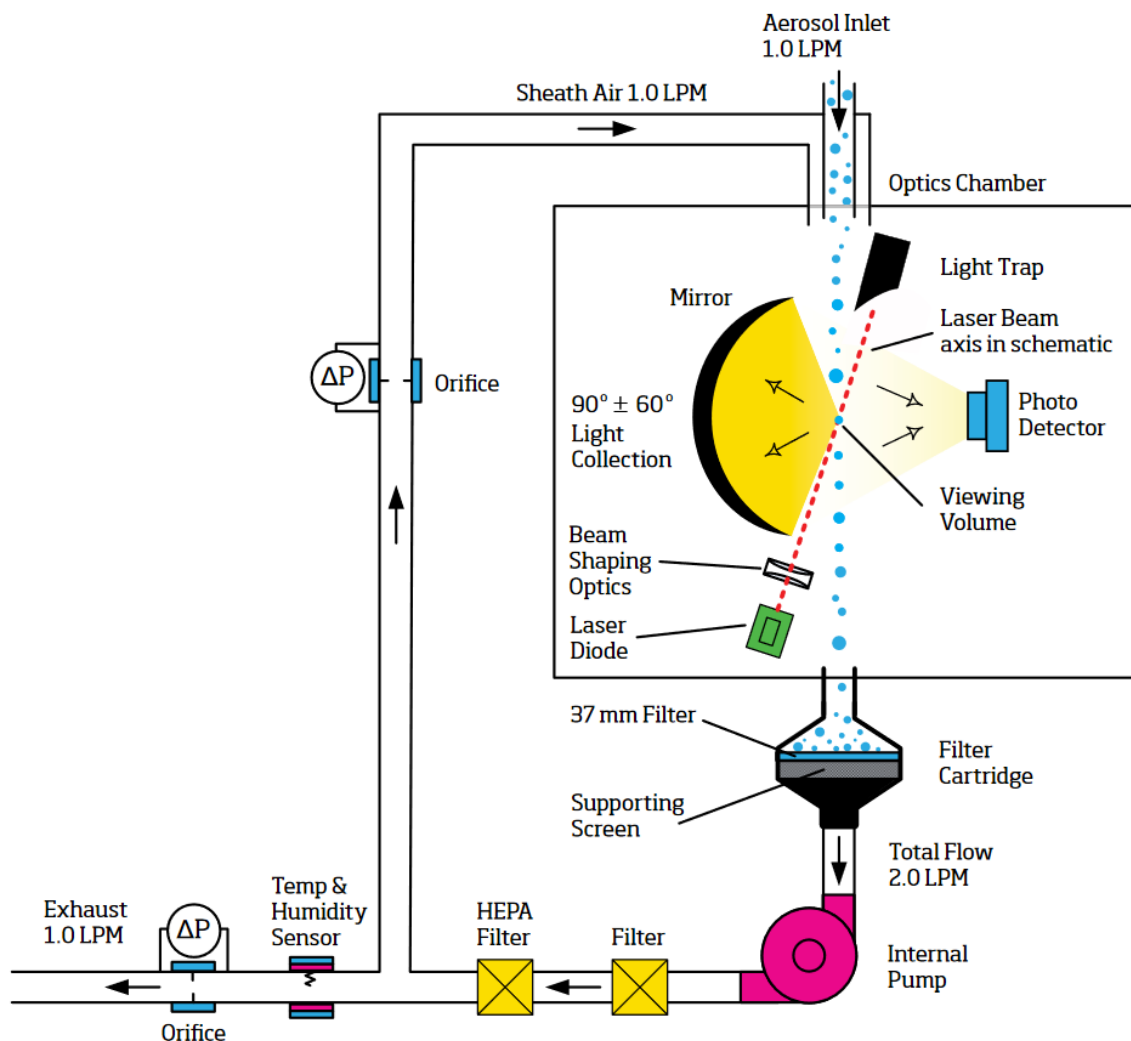
Når partikler passerer gjennom denne lyskappen, sprer

de lys i form av pulser som blir telt og dimensjonert samtidig. Konsentrasjonen målt av OPS er følsom for strømningshastigheten, og dermed blir strømmen tett styrt til 1,0 L/min + -5 %.

Datainnsamling og analyse utføres med programvaren Aerosol Instrument Manager (TSI, 2013).



Figur 27 TSI Optical Particle Sizer Spectrometer – Model 3330 (TSI, 2013)



Figur 28 Skjematisk visning av OPS 3330 sitt prinsipp om optisk lysspredning av partikler (TSI, 2013)

5.2.3 TSI Condensation Particle Counter – Model 3007

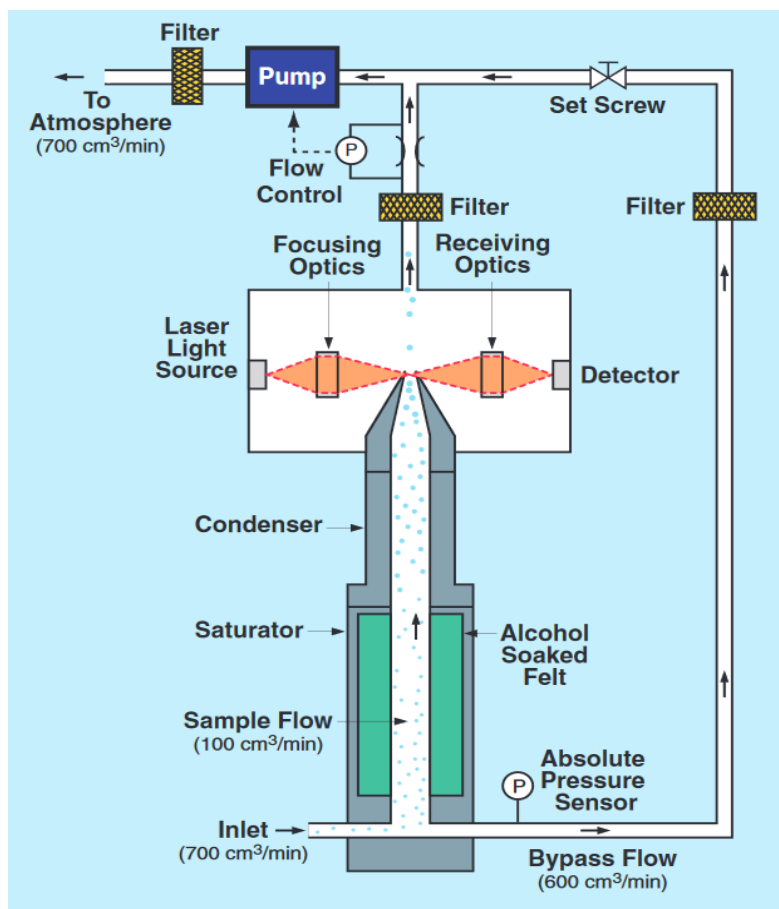


Figur 29 TSI Condensation Particle Counter – Model 3007 (TSI, 2002)

CPC 3007, Figur 29, teller konsentrasjon av antall ultrafine partikler med størrelsesområde fra 0,01 μm til $> 1,0 \mu\text{m}$. Det fordeler ikke ulike størrelser, men viser kun totalt antall for størrelsesområdet. Apparatet har et konsentrasjonsområde fra 0 til 100 000 partikler/ cm^3 .

Instrumentet må også benytte $\geq 99,5 \%$ Isopropanol, og målinger kan pågå i cirka 6 timer ved temperaturer på 21 $^{\circ}\text{C}$. Før prøvene kan starte, er det viktig å sjekke at instrumentet opererer normalt ved å koble til et nullfilter, og observere at konsentrasjonen synker til null og er stabil. Laminær-flow-CPCer, som model 3007, fungerer som vist i Figur 30. En aerosolprøve tegnes kontinuerlig gjennom et oppvarmet metningsmiddel

hvor alkohol fordampes og diffunderer i prøvestrømmen. Sammen går aerosolprøven og alkoholdampen inn i en avkjølt kondensator hvor alkoholdampen blir overmettet og klar til å kondensere. Partikler vokser så raskt inn i større alkoholdråper og passerer gjennom en optisk detektor hvor de telles lett. Data-innsamling og analyse utføres med programvaren Aerosol Instrument Manager (TSI, 2002)



Figur 30 Skjematisk visning av hvordan CPC 3007 fungerer (TSI, 2002)

5.2.4 Pegasor AQ™ Indoor

Dette er et instrument som måler ultrafine partikler og som i tillegg detekterer temperatur, relativ fuktighet og CO₂-nivå. Pegasor, vist i Figur 31, har et størrelsesområde mellom 0,01 til 2,5 µm og et måleområde fra 0,001 til 200 mg/m³. Apparatet bruker en kombinasjon av elektrisk partikkellading og ultrafølsom elektrometri for å overvåke antall partikler, overflateareal og massekonsentrasjoner av finpartikkelfraksjonen med høyoppløselig og betydelig langtidsstabilitet.



Figur 31 Pegasor AQ™ Indoor (Pegasor and CoorsTek, 2016)

Sensortypens prinsipp opererer med en unipolar diffusjonslading av aerosolpartikler som blandes med en turbulent strøm av luftioner produsert ved en nål som holder 5000 Volt DC. Balansen av den ladede aerosolen, som kun består av de ladede partiklene som man er ute etter å måle, passerer direkte inn i en høyeffektiv og elektrisk ladet filterkassett. Partiklene fjernes til matrisen av filtermediet og deres ladning blir lest av et svært sensitivt elektrometer. Ladningsfordelingen, som bæres av partikler for forskjellige størrelser, gjør at strømmen som samles inn av filteret kan fordeles for å gi enten massen eller tallkonsentrasjonen av aerosolen (Pegasor and CoorsTek, 2016).

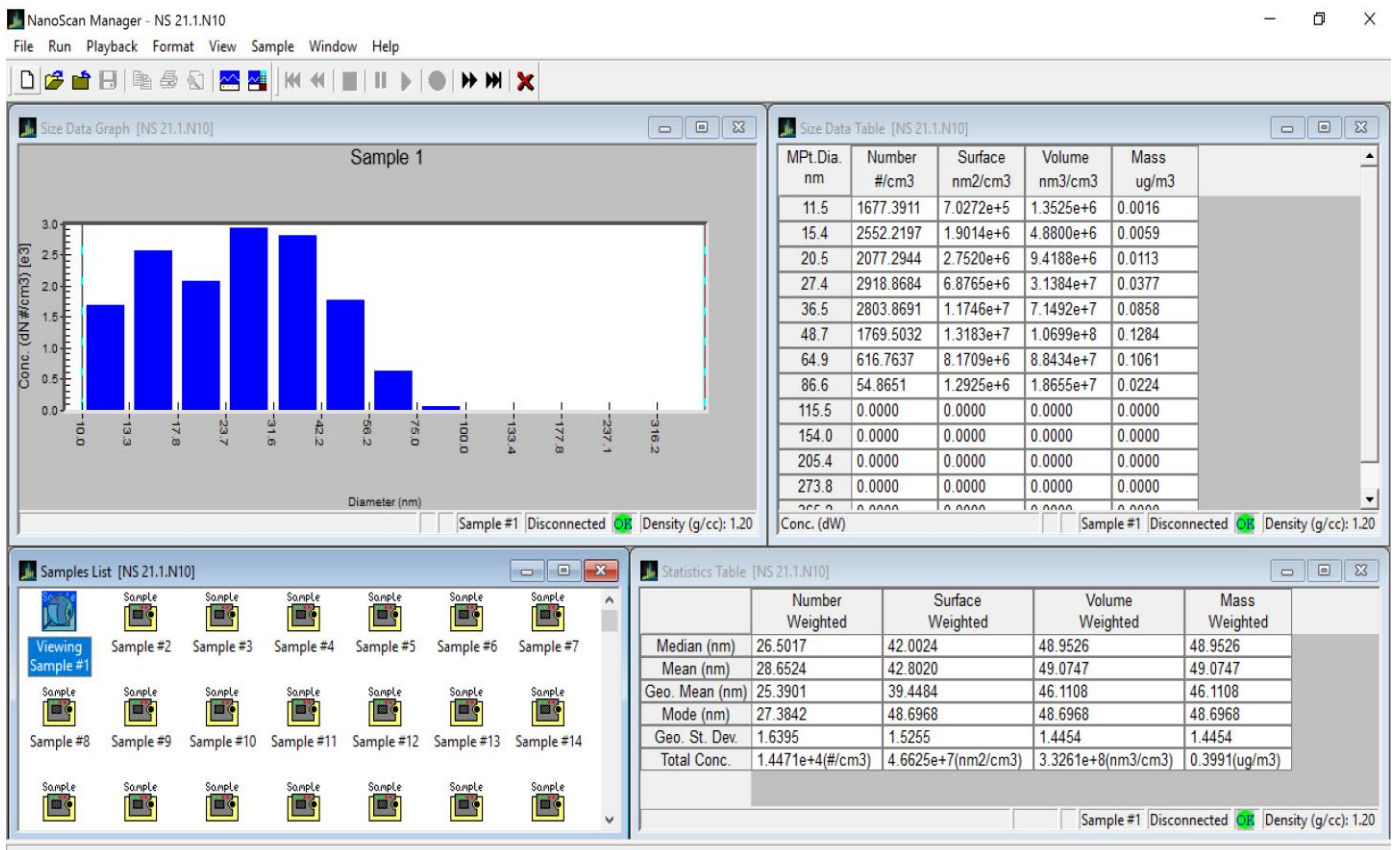
Tabell 7 oppsummerer og sammenligner størrelses- og konsentrasjonsområdet til alle de fire instrumentene som er benyttet til partikkelmålingene.

Tabell 7 Sammenligning av spesifikasjonene til instrumentene som er benyttet til partikkelmålinger

Instrument	Størrelsesområde	Konsentrasjonsområde
Nanoscan 3910	0,01 – 4,2 µm	100 – 1 000 000 partikler/cm ³
OPS 3330	0,3 – 10 µm	0 – 3000 partikler/cm ³
CPC 3007	0,01 – 1,0 µm	0 – 100 000 partikler/cm ³
Pegasor	0,01 – 2,5 µm	0,001 – 200 mg/m ³

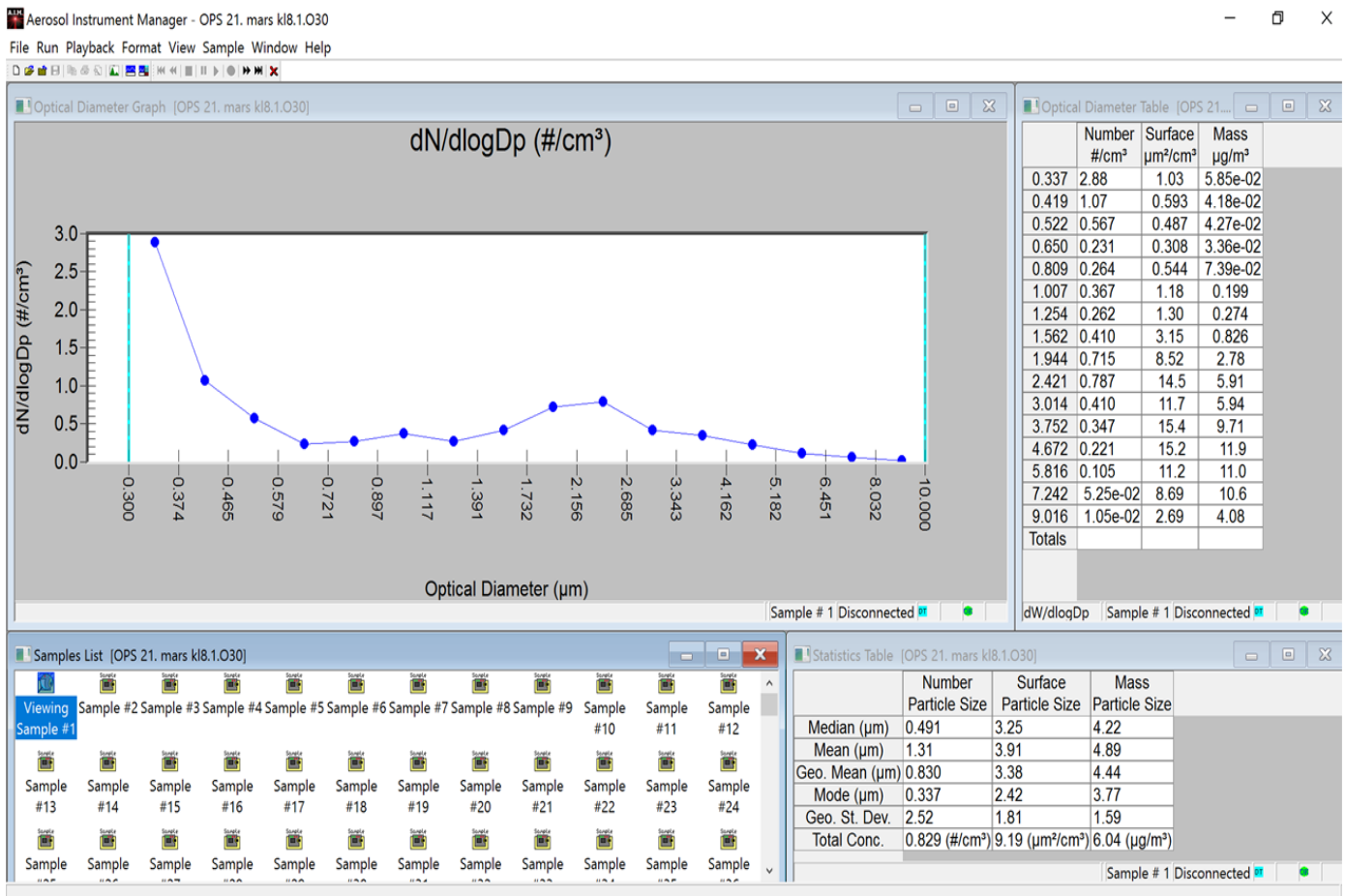
5.4 Analyse og behandling av data

Programmer som er benyttet i forbindelse med behandling av måldata er Nanoscan Manager, Aerosol Instrument Manager, Microsoft Excel og Matlab. Figur 32 viser et eksempel på bruk av Nanoscan Manager fra en av målingene med Nanoscan 3910. En PC med programmet var koblet til instrumentet ved alle målingene. Nanoscan Manager ble satt opp med riktige innstillinger og målte direkte de 13 ulike størrelseskanalene med intervaller på 1 minutt.



Figur 32 Eksempel på behandling av måldata i Nanoscan Manager (skjermbilde)

Et eksempel på bruk av Aerosol Instrument Manager vises i Figur 33. Dette programmet ble brukt til Optical Particle Sizer 3330, også koblet til en PC, satt opp med riktige innstillinger og målte direkte 11 de ulike størrelseskanalene med intervaller på 1 minutt. I tillegg ble dette databehandlingsprogrammet brukt til CPC 3007, men dataen ble da eksportert over fra instrumentet etter målingene var gjort.



Figur 33 Eksempel på behandling av måledata i Aerosol Instrument Manager (skjermbilde)

Videre ble råfilene eksportert til filer som kunne sendes til Microsoft Excel for videre behandling og analyse av alle målingene. Måledata ble eksportert som konsentrasjon (dN), bortsett fra dataen som skulle brukes i 3D-plot som måtte eksporteres som normalisert konsentrasjon (dN/dlogDp). Excel ble brukt til å danne et bilde av partikkelnivåene de ulike dagene og til å sammenligne dem. Grafene for målinger med Pegasor i de ulike byggene, målinger for værdata og utendørs forurensningsnivå ble laget i Excel. Programmet ble også brukt til å beregne gjennomsnitt, maksimumsverdi og minimumsverdi for værdata og utendørs forurensningsnivå i Trondheim.

Grafene i Kapittel 6 Resultater og Vedlegg 1,2 og 3 er generert ved hjelp av programmeringsspråket Matlab. De ulike scriptene som ble laget har lest inn behandlet rådata fra instrumentene og visualiserte både variasjon over dagen, sammenligning av utendørs og innendørs partikkelnivå, sammenligning av nivå i de ulike byggene, grafer som viser variasjon av alle partikkelstørrelser og plot i 3D.

Programmet SPSS, et statistisk dataanalyseprogram, er benyttet for å beregne korrelasjoner mellom konsentrasjon av UFP og fine partikler innendørs i Living Lab og forurensningsnivå av NO₂ og PM_{2.5} utendørs. Det er også forsøkt å finne korrelasjoner mellom innendørs partikkelkonsentrasjon og værdata for temperatur, vindretning og relativ fuktighet.

6 Resultater

6.1 Data fra nettstedet luftkvalitet.info

Tabell 8 viser luftkvalitetsmålinger fra Elgesetergate de respektive dagene det er utført partikkelmålinger. Ved å se på nivå av NO₂ og PM_{2,5} kan det gi en indikasjon på hvilke dager det var mest partikkelforurensning fra eksosutslipp og trafikk i Trondheim, og ved hvilken tid på døgnet det var lavest og høyest nivå. NO₂ er interessant å undersøke ettersom det i stor grad stammer fra dieseleksos, og det kan derfor muligens sammenlignes med UFP.

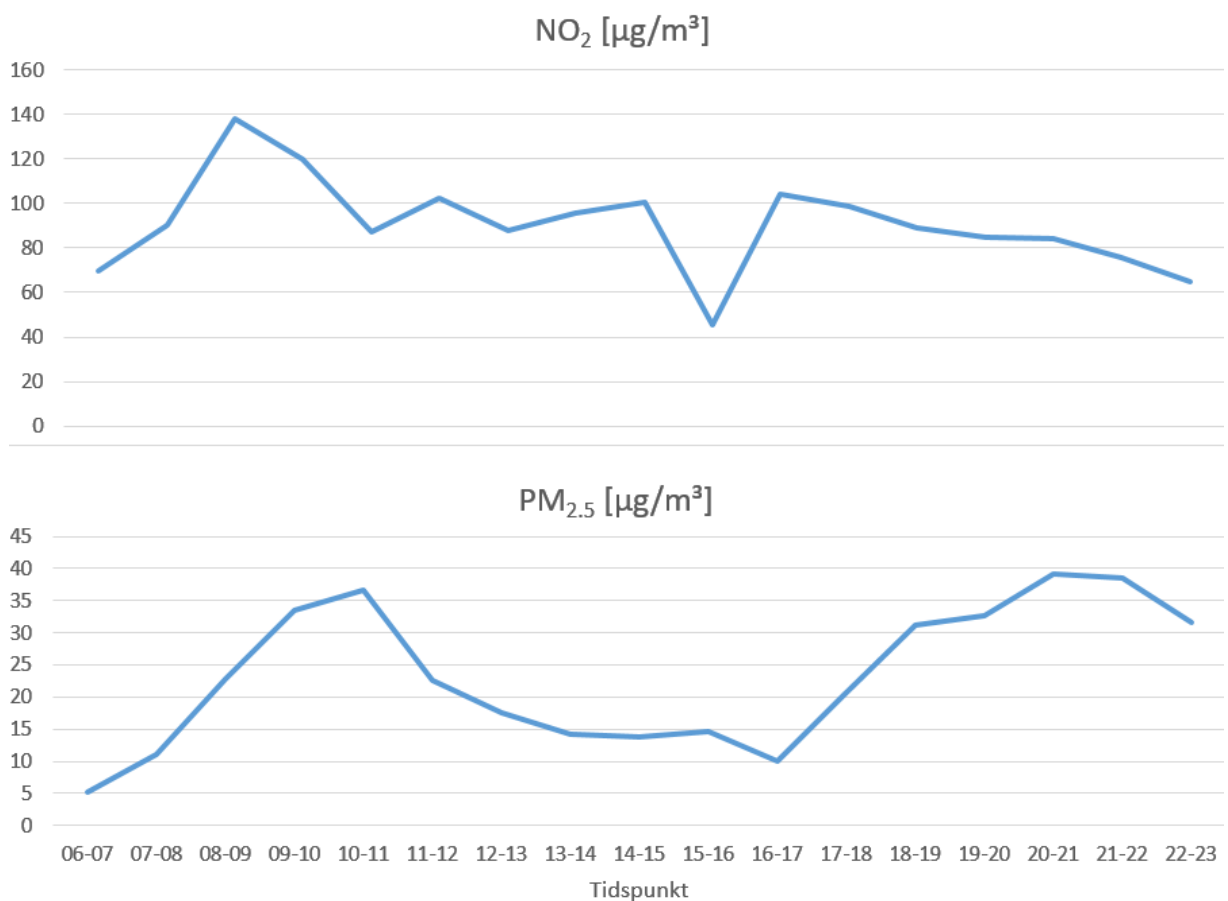
Trondheim kommune og Statens vegvesen er ansvarlig for målingene som tilsendt på e-post av Norwegian Institute for Air Research (NILU). Alle målingene er presentert med intervaller på en time. I Tabell 8 presenteres beregnet gjennomsnitt, maksimumsverdi og minimumsverdi fra klokken 06:00 til 23:00 alle dagene det er foretatt partikkelmålinger. Verdiene markert i grønn og rød viser dager med henholdsvis laveste og høyeste verdier.

Tabell 8 Minimumsverdi, maksimumsverdi og gjennomsnitt for NO₂ og PM_{2,5} ved Elgeseter målestasjon (NILU)

Dato	NO ₂ [µg/m ³] 2.10			PM _{2,5} [µg/m ³]		
	$\bar{\rho}$	Min (kl.)	Maks (kl.)	$\bar{\rho}$	min (kl.)	maks (kl.)
Mandag 6. februar	26,7	8,0 (20-21)	54,4 (07-08)	1,7	0,3 (13-14)	4,1 (20-21)
Tirsdag 7. februar	30,5	9,4 (22-23)	54,0 (19-20)	4,6	0,5 (06-07)	7,5 (19-20)
Onsdag 8. februar	35,3	15,6 (06-07)	49,5 (22-23)	6,4	1,3 (07-08)	12,8 (20-21)
Torsdag 9. februar	90,5	45,7 (15-16)	138,1 (08-09)	23,3	5,2 (06-07)	39,2 (20-21)
Mandag 27. februar	90,8	65,5 (22-23)	120,5 (12-13)	12,2	3,8 (18-19)	20,7 (12-13)
Tirsdag 28. februar	48,4	20,9 (11-12)	98,6 (16-17)	3,6	0,4 (21-22)	10,6 (16-17)
Onsdag 1. mars	50,6	12,0 (06-07)	93,3 (21-22)	4,2	0,3 (13-14)	17,6 (22-23)
Torsdag 2. mars	77,0	39,9 (06-07)	103,6 (17-18)	8,5	1,4 (06-07)	20,5 (21-22)
Fredag 3. mars	47,6	21,6 (21-22)	81,7 (08-09)	4,5	1,0 (13-14)	8,5 (20-21)
Tirsdag 21. mars	29,2	7,3 (18-19)	72,7 (15-16)	1,6	0,1 (09-10)	4,9 (22-23)
Torsdag 23. mars	38,4	11,4 (22-23)	69,5 (08-09)	3,0	0,2 (06-07)	6,9 (19-20)
Fredag 24. mars	24,2	13,0 (22-23)	36,9 (14-15)	2,3	0,2 (15-16)	6,7 (20-21)
Tirsdag 28. mars	49,5	27,0 (22-23)	80,1 (07-08)	3,6	0,2 (12-13)	8,5 (21-22)
Onsdag 29. mars	46,4	26,0 (11-12)	74,4 (07-08)	5,3	0,5 (14-15)	24,9 (21-22)
Torsdag 30. mars	47,5	23,3 (22-23)	84,3 (08-09)	3,9	1,3 (12-13)	9,1 (07-08)
Mandag 3. april	57,3	48,5 (06-07)	73,0 (19-20)	6,5	0,3 (13-14)	14,5 (20-21)
Tirsdag 4. april	44,2	13,3 (19-20)	72,5 (08-09)	6,5	2,2 (15-16)	13,5 (09-10)
Onsdag 5. april	38,8	13,9 (22-23)	72,7 (06-07)	3,8	1,1 (10-11)	6,6 (14-15)

Noen av måledagene i Tabell 8 (som er markert i blått) inneholder hull i dataen, med ugyldige målinger og/eller minusverdier. Det ble forklart av NILU at disse verdiene skulle bli satt til null på grunn av det var for lite støv til at det ble fanget opp av måleapparatet, at nullpunktet var dårlig stilt eller lenge siden det var kalibrert. Disse verdiene er fjernet fra utregningen.

Tabell 8 viser at spesielt tre dager (som er markert i rød), skiller seg ut med høye målte verdier av luftforurensninger. Luftkvaliteten er dårligst torsdag 9. februar, mandag 27. februar og torsdag 2. mars både for NO₂ og PM_{2.5}. Dagen med høyest nivå, 9. februar, er vist i Figur 34 med variasjoner over dagen fra klokken 06-23. De laveste verdiene er markert i grønn i Tabell 8 og finnes, for både for NO₂ og PM_{2.5}, på mandag 6. februar, tirsdag 21. februar og fredag 24. februar. Dessuten viser dataene at NO₂ ofte har høyest verdier på morgenen fra kl. 07-09, og lavest verdier på kvelden kl. 22-23. PM_{2.5} derimot har ofte høyest verdier om kvelden fra 20-22, og lavest verdier er ofte fra 06-08 og tidlig på ettermiddagen.



Figur 34 Variasjon for konsentrasjon av NO₂ og PM_{2.5} den 9. februar, dagen med høyest nivå (målinger tatt i Elgesetergate av Trondheim kommune)

6.2 Data fra værstasjon

Værstasjonen på taket av Living Lab registrerer data hvert 30. sekund. Excel-ark med all værdata ble tilsendt fra biveileder Maria Justo-Alonso for alle måledagene. I Tabell 9 vises utregnet gjennomsnittlig vindhastighet, gjennomsnittsverdi, minimumsverdi og maksimumsverdi for temperatur og relativ fuktighet ved samme tidspunkter som partikkelmålingene er utført.

Tabell 9 Minimumsverdi, maksimumsverdi og gjennomsnitt for vindhastighet, temperatur og relativ fuktighet (data fra Living Labs værstasjon)

Dato	Tidspunkt	Vindhastighet [m/s] \bar{v}	Temperatur [°C] \bar{T} (min , maks)	Relativ fuktighet [%] \overline{RH} (min , maks)
6. februar	11.30 – 23.30	4,5	1,5 (-1,9 , 4,3)	53,6 (48,9 , 59,1)
7. februar	07.53 – 19.30	3,8	-4,8 (-6,3 , -3,9)	43,5 (37,6 , 51,6)
8. februar	07.10 – 19.00	1,8	-5,9 (-8,5 , -2,7)	34,2 (25,0 , 43,4)
9. februar	14.15 – 23.59	0,7	-4,5 (-7,0 , -1,7)	60,9 (24,8 , 69,6)
27. februar	15.29 – 23.59	0,6	0,4 (-3,5 , 5,3)	93,1 (-- , 100)
28. februar	13.10 – 23.59	--	--	--
1. mars	07.16 – 20.05	--	--	--
2. mars	13.46 – 17.00	0,8	1,4 (-0,5 , 3,5)	59,6 (50,6 , 69,1)
3. mars	07.15 – 20.50	0,9	-0,3 (-3,5 , 2,1)	77,2 (62,6 , 84,9)
21. mars	08.09 – 22.35	2,7	5,1 (1,7 , 9,3)	60,4 (44,7 , 82,9)
23. mars	07.26 – 21.55	1,7	0,2 (-1,2 , 3,3)	81,4 (61,7 , 95,8)
24. mars	07.11 – 22.55	3,2	3,0 (-2,6 , 5,4)	80,6 (67,6 , 100)
28. mars	07.13 – 21.15	1,3	1,1 (-0,4 , 2,8)	73,6 (-- , 92,3)
29. mars	07.06 – 22.00	1,1	1,1 (-3,1 , 4)	58,6 (-- , 81,8)
30. mars	07.00 – 23.12	0,9	1,4 (-5,6 , 4,2)	63,7 (46,0 , 91,3)
3. april	07.28 – 19.32	1,1	7,1 (3,9 , 9,2)	81,6 (72,1 , 94,7)
4. april	06.59 – 23.59	1,4	5,7 (3,7 , 8,4)	75,7 (58 , 89,6)
5. april	06.59 – 23.37	1,8	4,7 (1,6 , 7,6)	76,9 (64 , 88,6)

Noen av målingene inneholder verdier som ikke er registrert. Disse viste null og er ikke tatt med i gjennomsnittsmålingene.

6.3 Partikkelmålinger

Videre i dette kapittelet er de viktigste resultatene fra alle partikkelmålingene utført i Living Lab trukket frem. Grafisk fremstilling av resultatene for alle målingene hver for seg er presentert i Vedlegg 1, 2 og 3 både for ultrafine partikler målt med Nanoscan, fine partikler målt med OPS og innendørs/utendørs-forhold. Tabell 10 presenterer beregnet gjennomsnitt, minimumsverdi og maksimumsverdi for konsentrasjon av antall partikler for både ultrafine og fine partikler i Living Lab alle dagene det er foretatt partikkelmålinger.

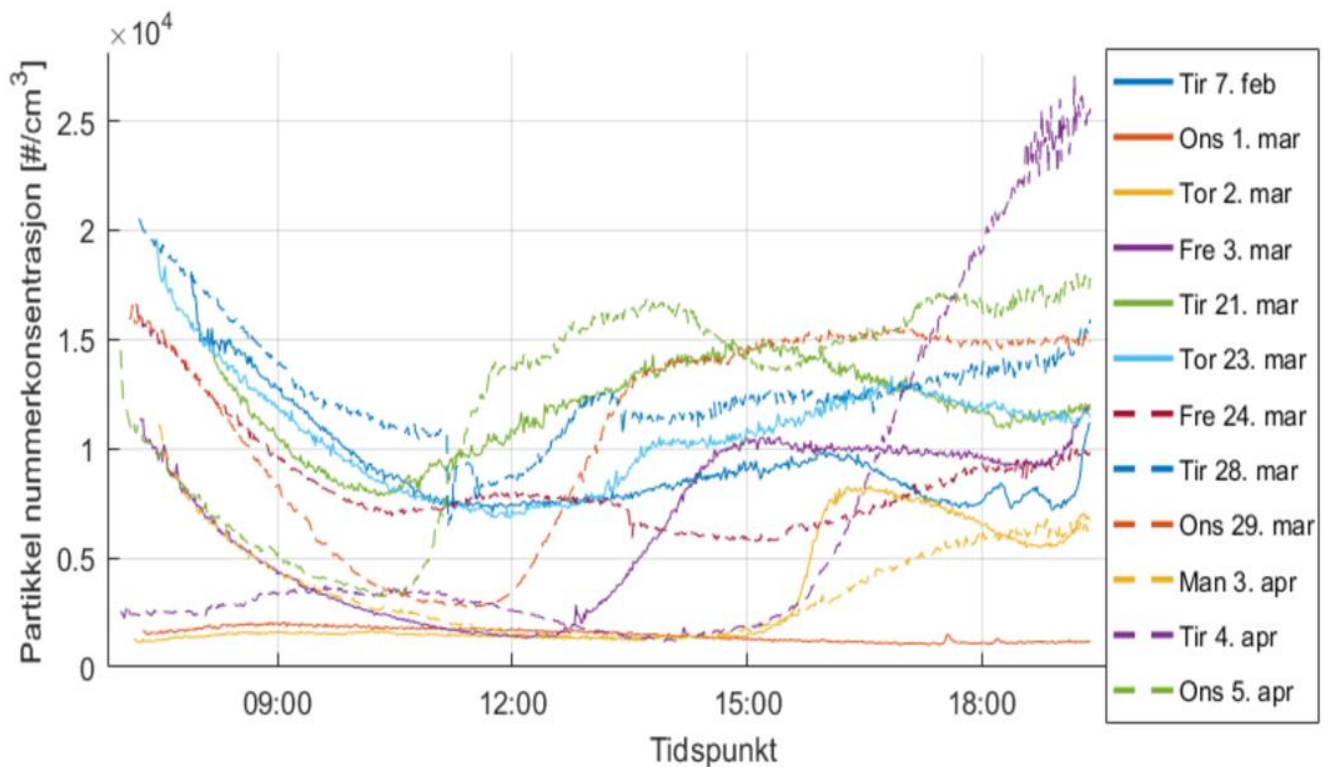
Tabell 10 Gjennomsnitt, minimumsverdi og maksimumsverdi for konsentrasjon av antall ultrafine og fine partikler alle dagene som ble målt i Living Lab

Dato	Konsentrasjon av antall ultrafine partikler (0,01-1,0 µm) per cm ³ målt med Nanoscan 3910			Konsentrasjon av antall fine partikler (0,3-10 µm) per cm ³ målt med OPS 3330		
	Gjennomsnitt	Min	Maks	Gjennomsnitt	Min	Maks
Mandag 6. februar	11 790	9172	21 521	2,2	1,1	4,7
Tirsdag 7. februar	9129	7064	18 114	4,6	3,4	6,0
Onsdag 8. februar	7891	4660	16 675	7,2	2,9	17,4
Torsdag 9. februar	3413	1298	5236	23,5	6,7	46,9
Mandag 27. februar	2123	1146	4458	--	--	--
Tirsdag 28. februar	2673	992	7001	1,8	1,3	3,4
Onsdag 1. mars	1482	1013	2062	2,7	1,1	9,8
Torsdag 2. mars	3249	867	8278	8,3	3,1	23,5
Fredag 3. mars	6627	1219	12 008	4,4	2,7	7,6
Tirsdag 21. mars	12 486	7829	23 494	0,8	0,3	1,9
Torsdag 23. mars	10 774	6819	19 618	2,6	1,4	5,2
Fredag 24. mars	9213	5464	20 167	1,8	1,1	3,2
Tirsdag 28. mars	13 364	6466	25 534	2,3	0,8	8,2
Onsdag 29. mars	11 508	2746	18 233	4,9	0,8	36,4
Mandag 3. april	3620	1234	11 091	1,8	1,4	2,8
Tirsdag 4. april	10 374	1163	27 077	--	--	--
Onsdag 5. april	13 817	3218	25 353	1,3	0,6	2,3

De røde verdene i Tabell 10 representerer dagene som det ble målt høyest partikkelnivåer innendørs i Living Lab. I motsetning til Tabell 8 der alle de forhøyede nivåene av NO₂ og PM_{2.5} viste seg å være på samme dager, hadde ultrafine og fine partikler ingen av de høyeste verdiene på lik dag. Dagene med aller høyest nivå av ultrafine partikler viste seg å være tirsdag 28. mars og onsdag 5. april. Dagen med det høyeste nivået av fine partikler var torsdag 9. februar.

6.3.1 Innendørs nivå av partikler i Living Lab, døgnvariasjon og fordeling av partikkelstørrelser

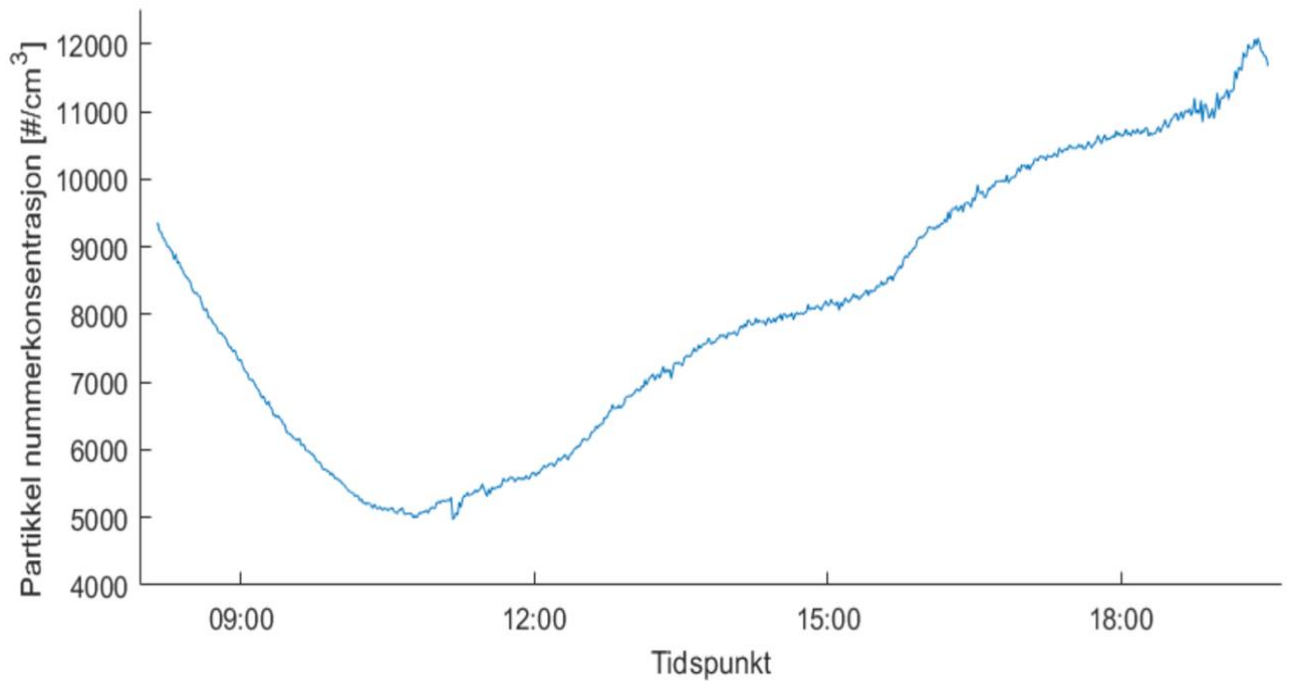
Totalkonsentrasjonen av antall ultrafine partikler (partikkel nummerkonsentrasjon) for alle målingene av partikler med størrelse 0,01 – 1,0 μm målt inne i Living Lab er vist i Figur 35. Det ble totalt 12 dager (7. februar, 1., 2., 3., 21., 23., 24., 28., 29. mars, 3., 4. og 5 april) med målinger som ble startet tidlig på morgenen, og som dermed kunne sammenlignes. Alle målingene for dagsvariasjoner av UFP kan også finnes hver for seg i Vedlegg 1.



Figur 35 Dagsvariasjon for alle målingene av totalkonsentrasjonen av UFP i Living Lab utført fra morgenen med Nanoscan i Living Lab (totalt 12 dager)

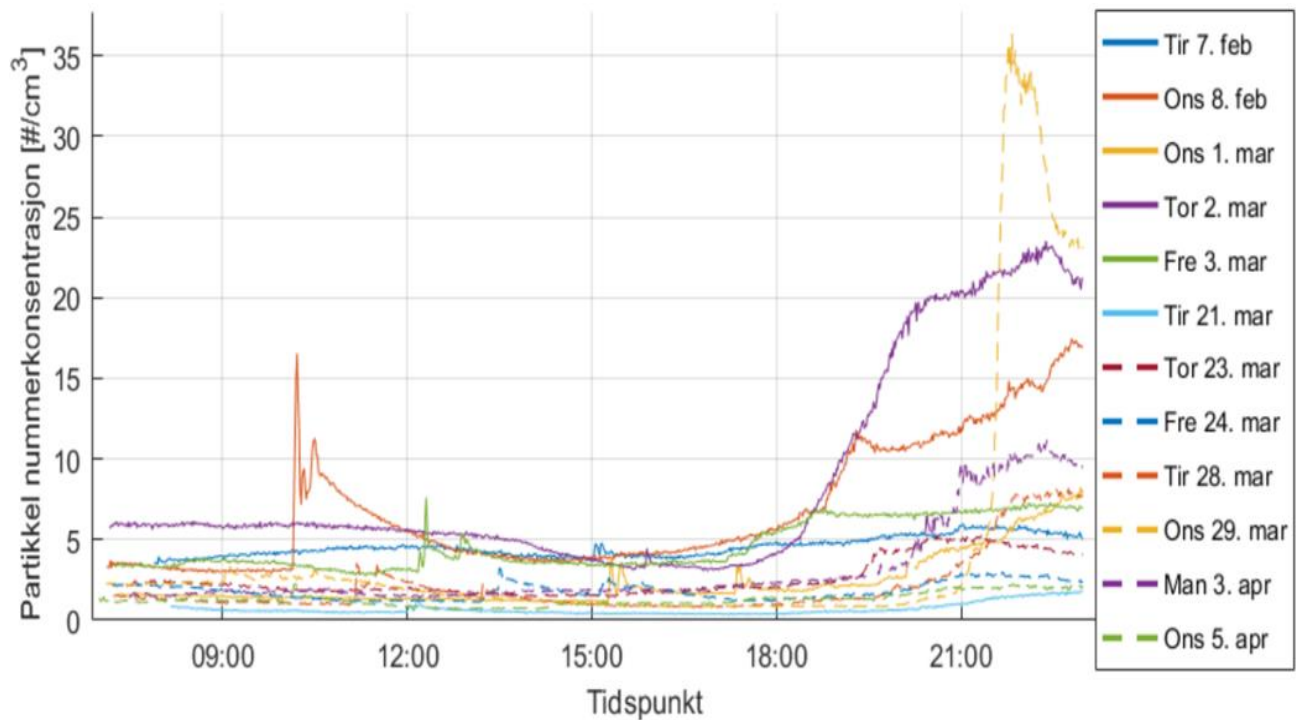
Til sammen viser resultatene fra alle måledagene for UFP i Figur 35 at konsentrasjonen av antall partikler innendørs har store variasjoner i løpet av dagen og for de ulike dagene. Det kan observeres en trend som sammenfaller med rushtidens biltrafikk på morgen og ettermiddag i flere av målingene.

Figur 36 viser gjennomsnittet av alle målingene for partikkel nummerkonsentrasjon av ultrafine partikler. Det gjennomsnittlige måleresultatet viser at nivået er høyt tidlig om morgenen, synker gradvis ned frem til klokken blir 10-11 før det starter en nokså konstant stigning hele ettermiddagen og kvelden frem til cirka klokken 20. Det høyeste nivået ligger da på 12 000 partikler/ cm^3 .



Figur 36 Gjennomsnittet av alle målingene for totalkonsentrasjon av UFP utført fra morgenen med Nanoscan i Living Lab (totalt 12 dager)

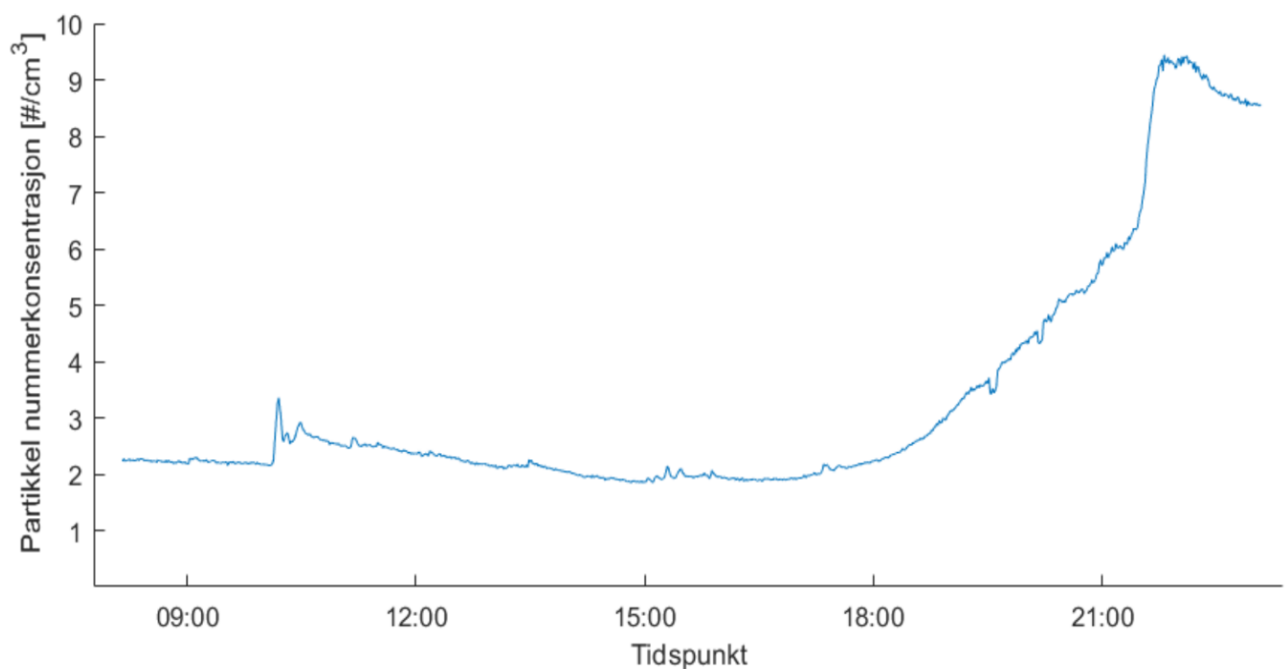
Totalkonsentrasjonen av antall fine partikler (partikkel nummerkonsentrasjon) for alle målingene av partikler med størrelse 0,3 – 10 µm målt inne i Living Lab er vist i Figur 37. Det ble totalt 12 dager (7., 8. februar, 1., 2., 3., 21., 23., 24., 28., 29. mars, 3. og 5. april) med målinger som ble startet tidlig på morgenen, og som dermed kunne sammenlignes. Alle målingene for dagsvariasjoner av fine partikler kan også finnes hver for seg i Vedlegg 2.



Figur 37 Dagsvariasjon for alle målingene av totalkonsentrasjonen av fine partikler i Living Lab utført fra morgenen med Nanoscan i Living Lab (totalt 12 dager)

Måleresultatene for fine partikler i Figur 37 viser at det oppstår plutselige bratte topper i mange av grafene, noe som høyst sannsynlig skyldes at folk har gått inn i Living Lab. Menneskelig aktivitet ble kartlagt ved å få skrevet ned nøyaktig tidspunkt for når folk har vært innendørs og hvor lenge de har oppholdt seg i bygget. Toppene i grafene samsvarer med info fra kalenderen, og beskjerer som er gitt om når det har vært mennesker inne i bygget enten det var i forbindelse med vasking, konferanser eller lignende. Når mennesker har beveget seg inn i Living Lab kan dette ha ført til at fine partikler fra uteluften har blitt med inn døra, og det kan ha forårsaket en oppvirvling av fint støv innendørs. Toppene som viser at folk har gått inn i bygget gjelder for de fine partiklene, og dette fenomenet skjer ikke i grafene for UFP. Samtlige av måleresultatene i Figur 37 viser også at partikkelkonsentrasjonen øker veldig om kvelden, ofte i 21-tiden.

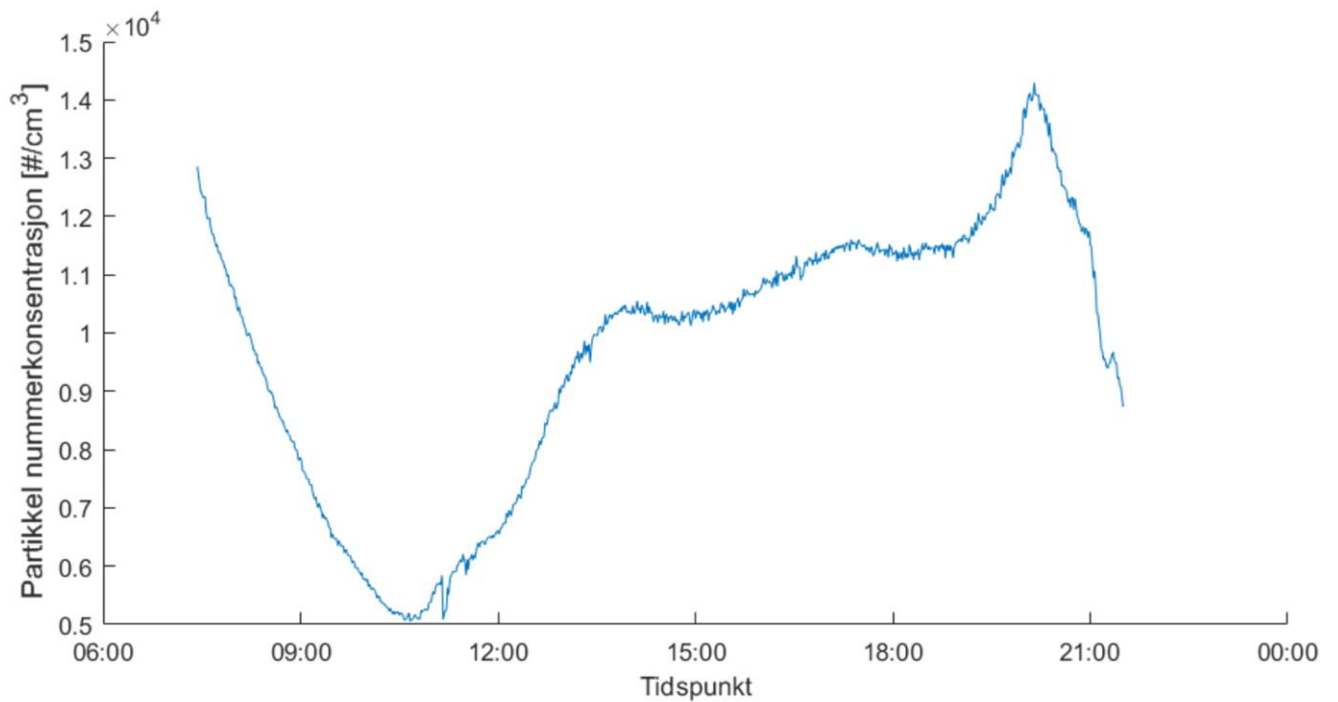
Figur 38 viser gjennomsnittet av alle målingene for totalkonsentrasjonen av fine partikler. Her illustreres også en liten versjon av en slik topp rundt klokken 10-11, men gjennomsnittsverdien av 12 dager har gjort at utslaget ikke har blitt så stort som på hver av de respektive måledagene. Gjennomsnittresultatet viser at nivået ligger ganske jevnt hele dagen på cirka 2 partikler/cm³, men at partikkelnivået øker voldsomt mot kvelden og når opp til nesten 10 partikler/cm³. Dette er også noe som går igjen i verdiene til PM_{2.5} for utendørs forurensningsnivå i Tabell 8.



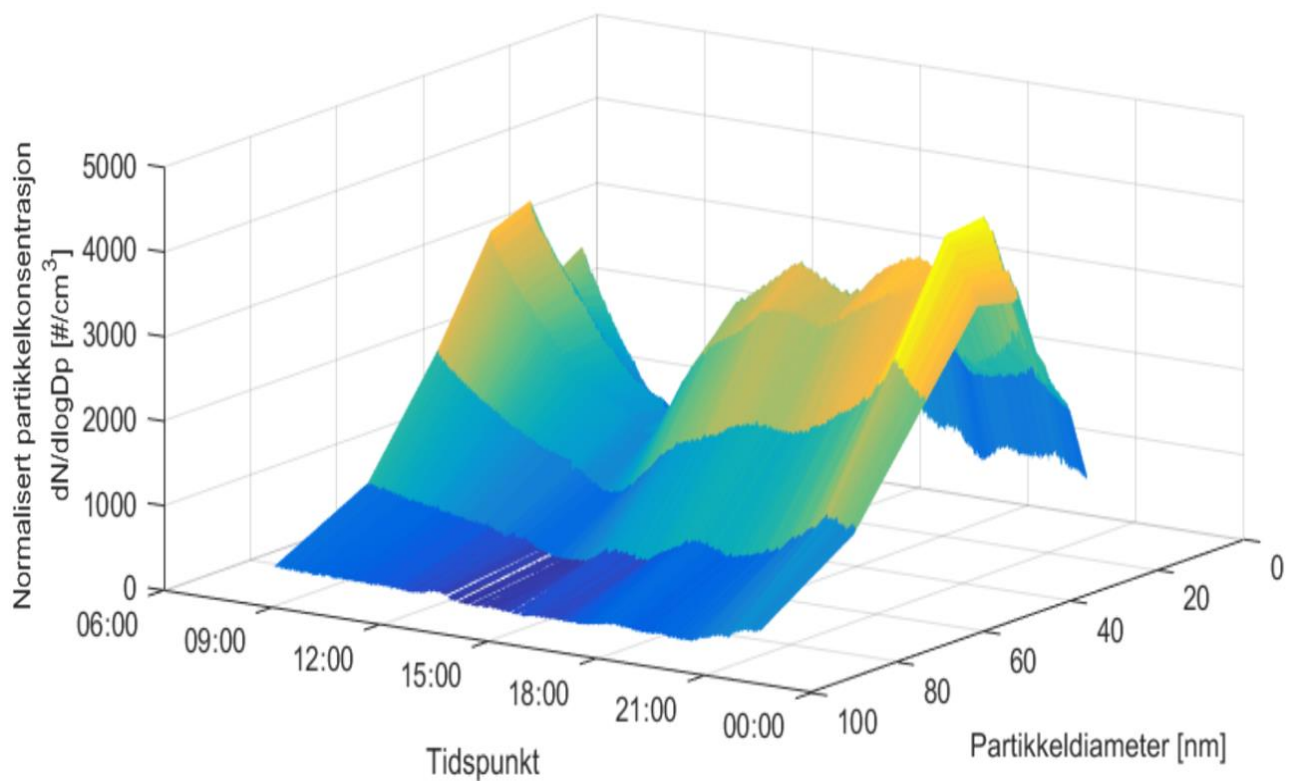
Figur 38 Gjennomsnittet av alle målingene for totalkonsentrasjon av fine partikler utført fra morgenen med OPS i Living Lab (totalt 12 dager)

De neste grafene i Figur 39, 40 og 41 presenterer gjennomsnittsverdier for målt partikkel nummerkonsentrasjon av UFP i Living Lab for fire sammenlignbare dager (23. 28. 29. mars og 5.april) som viser en relativt lik trend over dagen. Disse dagene ble valgt fordi de hadde forholdsvis likt forurensningsnivå og klimatiske forhold, samt at målingene ble startet tidlig

på morgenen. **Figur 40** viser en 3D-graf som inkluderer antall partikler og tidspunkt for alle de ulike partikkelstørrelsene mindre enn 100 nm. **Figur 41** viser en graf som illustrerer hvordan de ulike partikkelstørrelsene varierer i løpet av dagen.

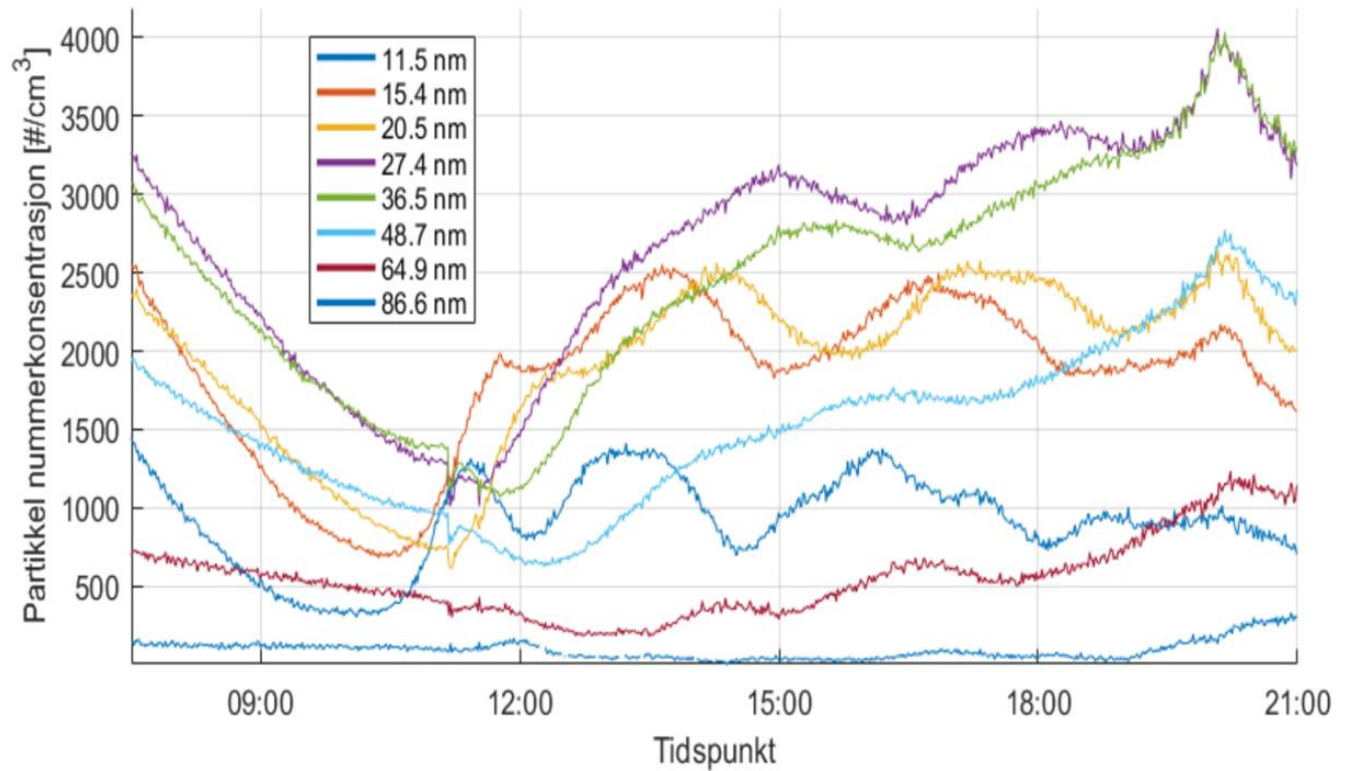


Figur 39 Gjennomsnittet av total konsentrasjon av UFP over tid målt med Nanoscan i Living Lab på fire forholdsvis like dager



Figur 40 3D-plot av gjennomsnittet for de ulike størrelsene av UFP over tid målt med Nanoscan i Living Lab på fire forholdsvis like dager

Figur 40 og 41 viser at partikkelstørrelsene med størst nummerkonsentrasjon er 27,4 nm og 36,5 nm. Det er altså ikke de minste partiklene, fra 11,5-20,5 nm, som dominerer mest i antall, men de viser størst grad av variasjon i løpet av dagen. De to største størrelsene har en jevnere kurve, og ligger på et lavere nivå enn de mindre partikkelstørrelsene.



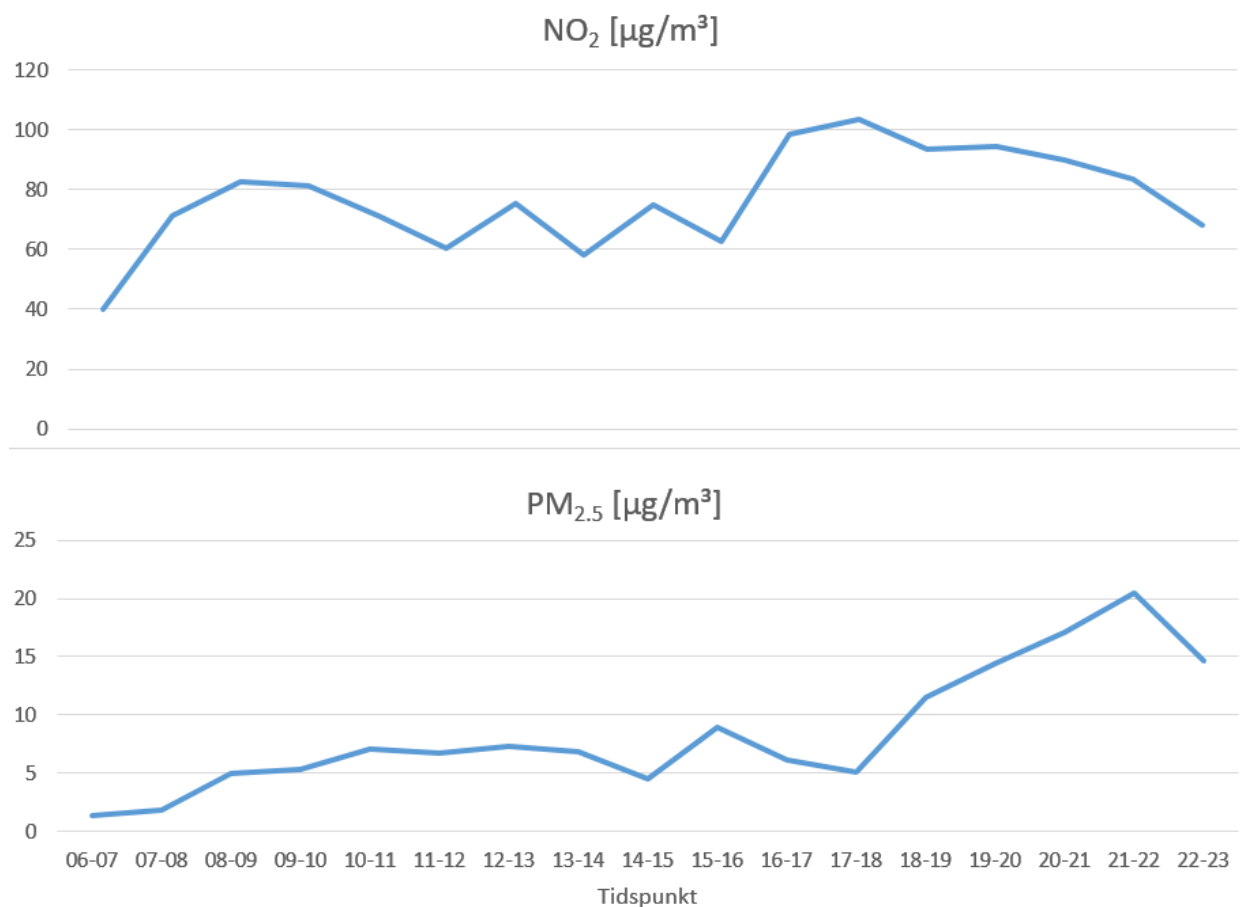
Figur 41 Fordelingen av gjennomsnittet på de ulike størrelsene av UFP over tid målt med Nanoscan i Living Lab på fire forholdsvis like dager

6.3.3 Innendørs partikkelnivå i Living Lab sammenlignet med værdata og utendørs forurensningsnivå i Trondheim

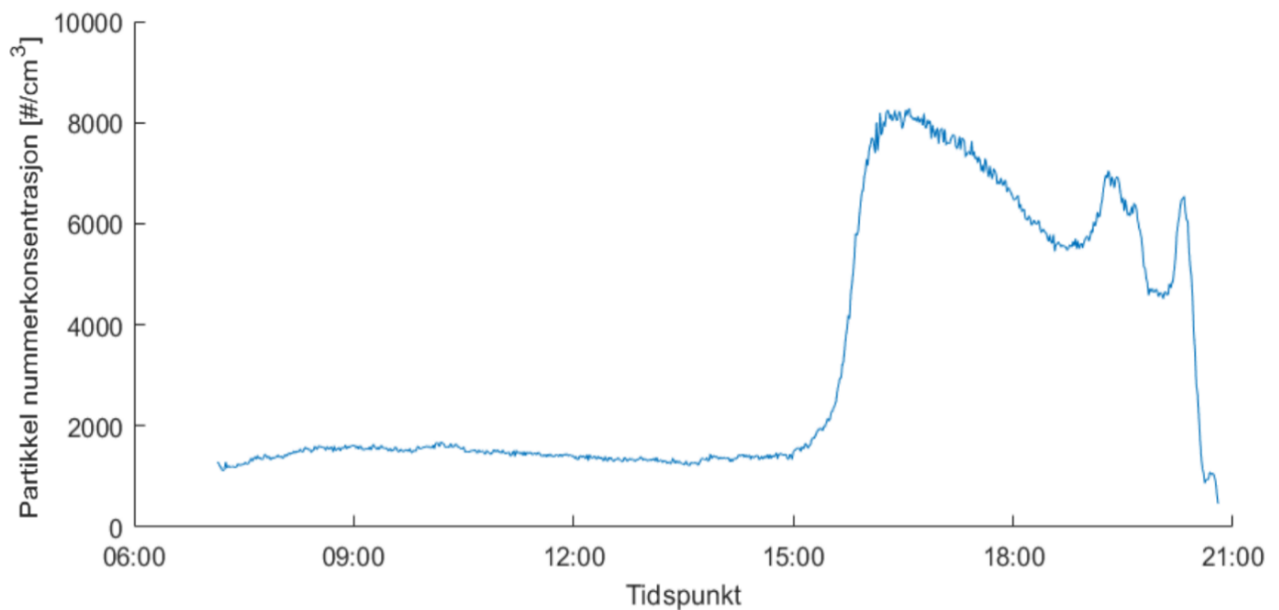
For å studere hvorvidt klimatiske forhold og forurensningsnivå i uteluften har innvirkning på innendørs konsentrasjon av partikler, er det valgt å presentere all data for en av dagene med lavest nivå og en av dagene med høyest nivå av NO₂ og PM_{2.5} (som er markert med henholdsvis grønn og rød i Tabell 8). Av disse er det valgt å se nærmere på dagene torsdag 2. mars og tirsdag 21. mars fordi det er registrert mest mulig data for vær og termiske forhold for utendørs forurensningsnivå, og i tillegg er disse målingene startet tidlig på morgenen som gjør det lettere å sammenligne.

6.3.3.1 Dag med høyt utendørs forurensningsnivå – 2. mars

Figur 42 viser variasjonen for utendørs forurensning (som er målt i Elgesetergate av Trondheim kommune og Statens Vegvesen) en av dagene med høyest forurensningsnivå. Grafene viser at konsentrasjonen av NO₂ har en topp som når cirka 80 µg/m³ i rushtiden på morgenen fra cirka 08-10, så holdes nivået litt lavere før det kommer en ny topp på litt over 100 µg/m³ rundt ettermiddagsrushet i tiden fra cirka 16-18. PM_{2.5} har veldig lav konsentrasjon på morgenen, og videre en jevn slak stigning over hele dagen frem til klokken 17-18 da konsentrasjonen øker og når sitt maks på 20 µg/m³ cirka klokken 21-22.

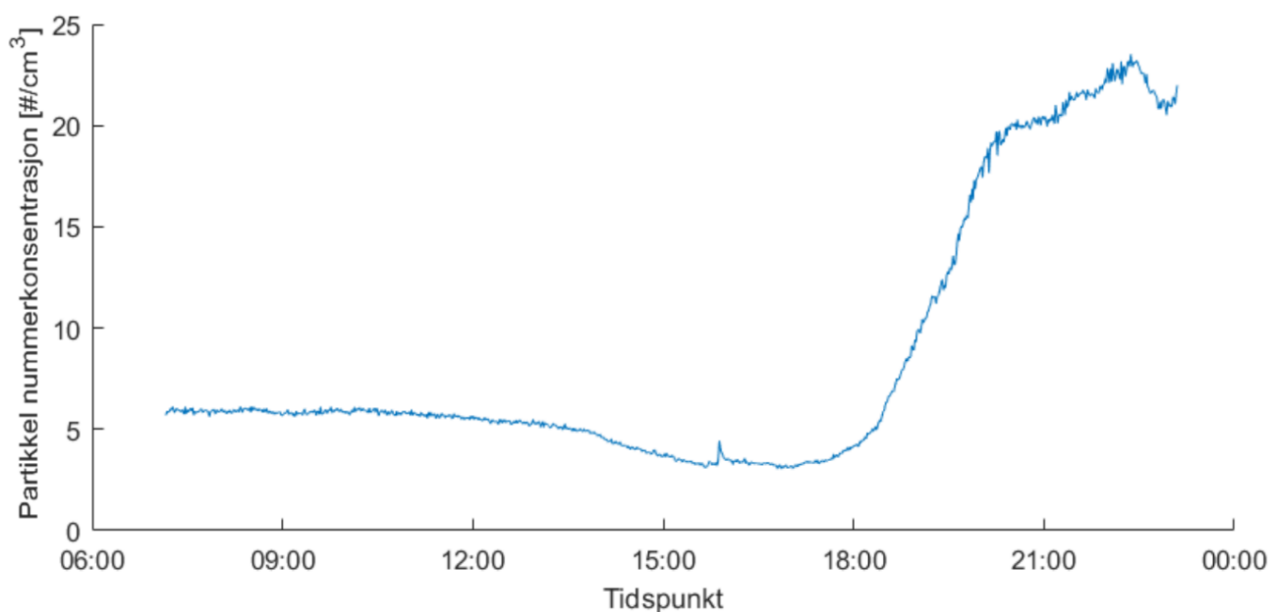


Figur 42 Variasjon for konsentrasjon av NO₂ og PM_{2.5} torsdag 2. mars (målinger tatt i Elgeseter gate av Trondheim kommune/Statens Vegvesen)

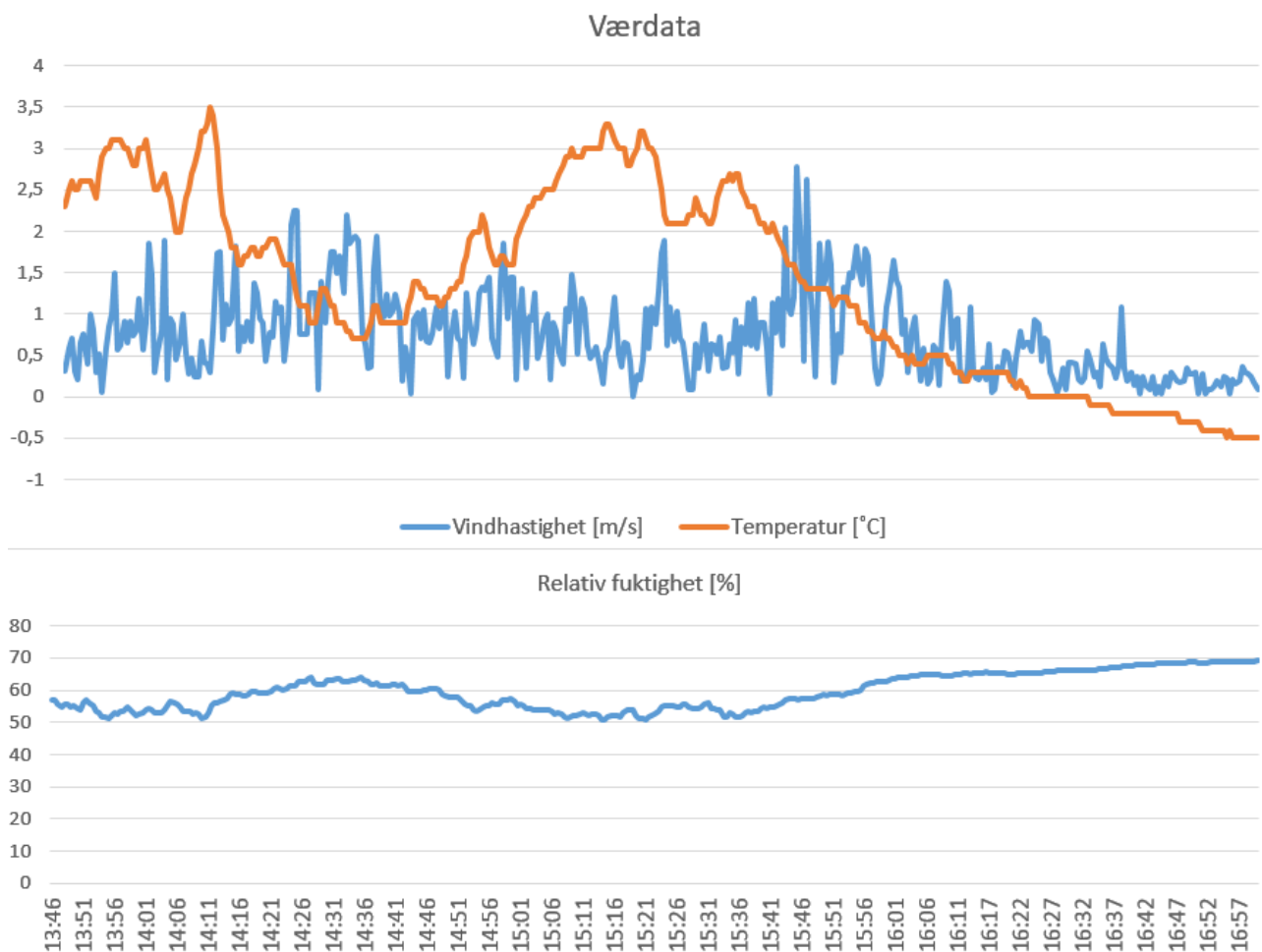


Figur 43 Måling av totalkonsentrasjon for antall ultrafine partikler med Nanoscan i Living Lab torsdag 2. mars

Totalkonsentrasjonen for antall UFP målt i Living Lab, vist i Figur 43, har en markant stigning etter klokken 15, når en maks verdi på litt i overkant av 8000 partikler/cm³ og synker gradvis igjen fra cirka klokken 16.30. Målingene av innendørs partikler i Living Lab, som er vist i Figur 43 og 44, samvarierer godt med forurensningsnivået utendørs i Elgesetergate. Maksverdien for UFP anses allikevel ikke å være spesielt høyt i forhold til at dette er en dag med høyt forurensningsnivå. Samvariasjonen gjelder spesielt godt for Figur 44, der det vises tydelig at totalkonsentrasjon av antall fine partikler følger verdiene for PM_{2.5} utendørs i Figur 42 relativt tett. Fine partikler når en maksverdi på nesten 24 partikler/cm³, en litt høyere verdi enn PM_{2.5} denne dagen som viser 20, 5 µm/m³. Partikkelmålet er ikke det samme, men mønsteret for nivået er så å si likt. Dette forholdet studeres i Kapittel 6.3.4 om korrelasjoner.



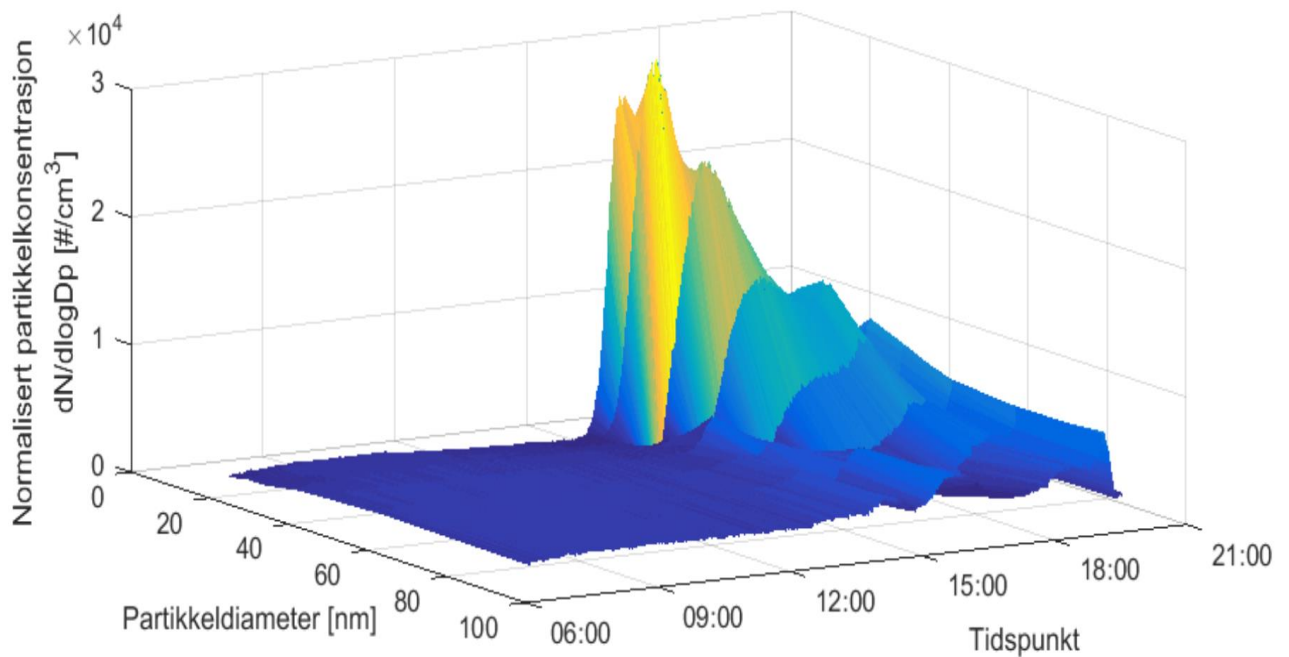
Figur 44 Måling av totalkonsentrasjon for antall fine partikler med OPS i Living Lab torsdag 2. mars



Figur 45 Variasjon i utendørs vindhastighet, temperatur og relativ fuktighet over torsdag 2. mars (målt med Living Labs værstasjon)

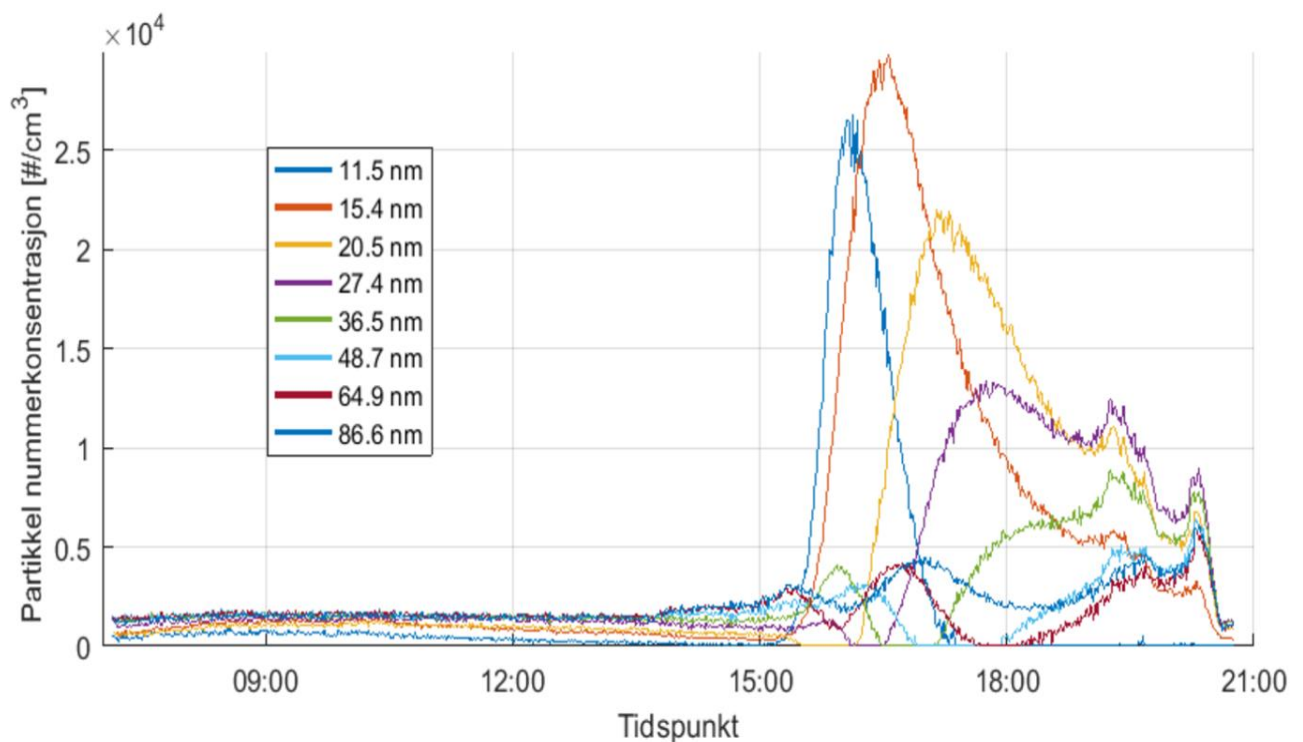
Variasjon av klimatiske forhold som er målt med værstasjonen på taket av Living Lab den 2. mars vises i Figur 45. Det er valgt å trekke frem vindhastighet, temperatur og relativ fuktighet for å undersøke om dette påvirker partikkelnivået. Dessverre var det kun værdata tilgjengelig fra klokken 13:46-16:57 denne dagen. Vindhastigheten lå jevnt på rundt 1 m/s i perioden. Temperaturen har to toppen som viser høyest rundt klokken 14 og 15 på litt over 3 °C, og synker rolig jevnt resten av ettermiddagen til rett under nullpunktet. Nivået for relativ fuktighet ligger mellom 50-70 % med noen rolige variasjoner.

Figur 46 viser en 3D-graf som inkluderer antall partikler og tidspunkt for alle de ulike partikkelstørrelsene mindre enn 100 nm. I Figur 47 er en graf som lettere viser hvordan de ulike partikkelstørrelsene varierer i løpet av dagen.



Figur 46 3D-plot for variasjonen av total nummerkonsentrasjon av UFP og størrelsesfordelingen over tid målt med Nanoscan i Living Lab torsdag 2. mars

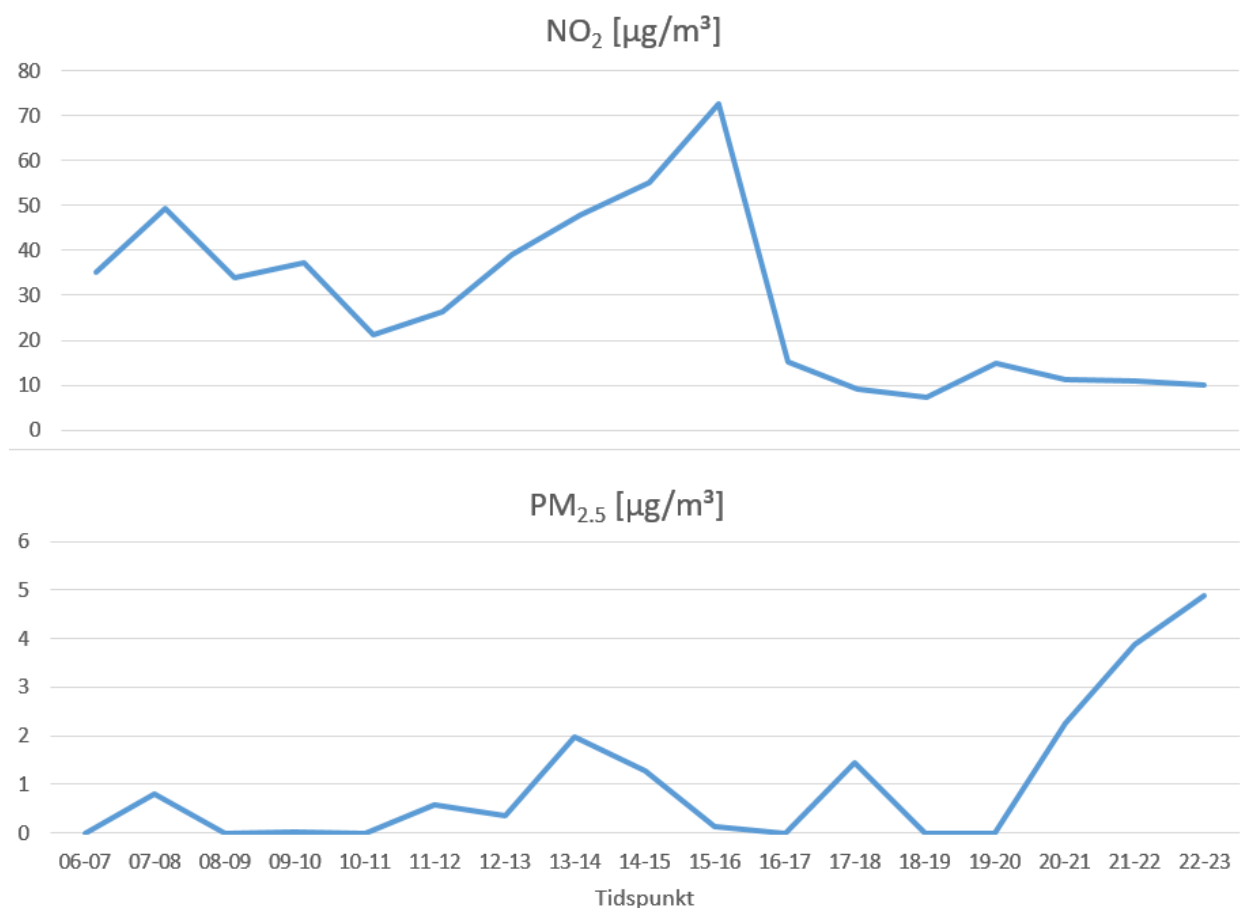
Figur 46 og 47 viser at alle partikkelstørrelsene $< 0,1 \mu\text{m}$ ligger på et veldig lavt og ganske jevnt nivå hele dagen frem til kokken 15. Når konsentrasjonen da får en stor økning, er det de minste partikkelstørrelsene, 11,5 og 20,5 nm, som har størst nummerkonsentrasjon og som når den høye toppen først. Trenden utarter seg likt videre for de større størrelsene som har lavere verdier og stigning over tid jo større partiklene er.



Figur 47 Fordelingen av total konsentrasjon for åtte ulike ultrafine partikkelstørrelser målt med Nanoscan i Living Lab tirsdag 2. mars

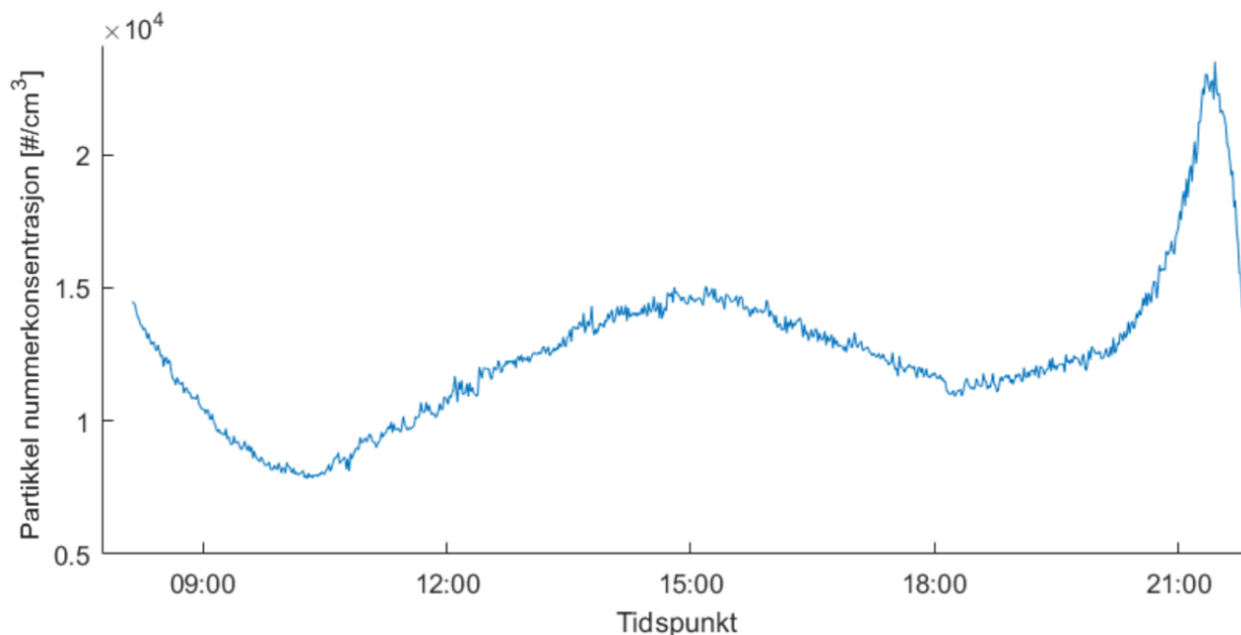
6.3.3.2 Dag med lavt utendørs forurensningsnivå – 21. mars

Figur 48 viser variasjonen for utendørs forurensning, som er målt i Elgesetergate av Trondheim kommune og Statens Vegvesen, en av dagene med lavest forurensningsnivå. Grafene viser at NO₂ synker gradvis hele dagen fra morgenen utenom en topp cirka klokken 12-15 som når litt over 70 µg/m³, før den synker ganske bratt ned til rundt 10 µg/m³. For PM_{2.5} er det veldig lave verdier, flere er så lave at de ikke engang blir fanget opp av måleren. Cirka klokken 20 starter PM_{2.5}-nivået å øke helt frem til klokken 23 da verdien var 5 µg/m³.



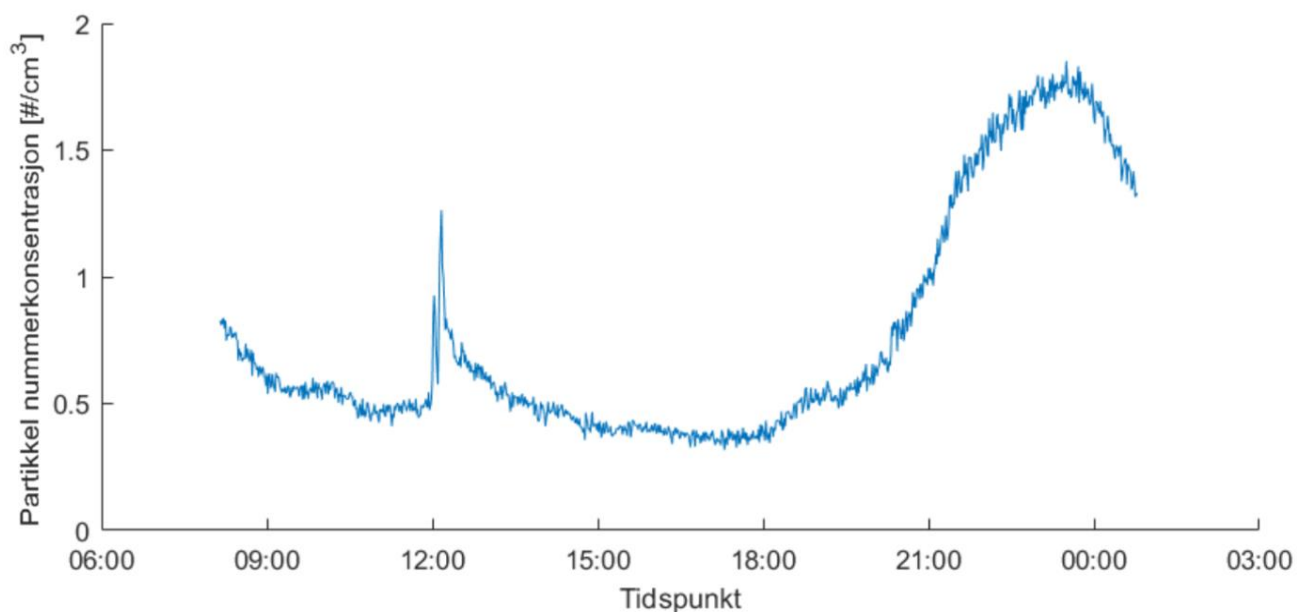
Figur 48 Variasjon for konsentrasjon av NO₂ og PM_{2.5} tirsdag 21. mars (målinger tatt i Elgeseter gate av Trondheim kommune/Statens Vegvesen)

Totalkonsentrasjon for antall ultrafine partikler målt i Living Lab endrer seg som vist i Figur 49. Totalkonsentrasjonen endrer seg jevnt over dagen med tre tydelige maksverdier som inntreffer klokken 08, 15 og 21 på cirka 15 000 partikler/cm³ de to første toppene, og nesten 25 000 partikler/cm³ før den stuper.

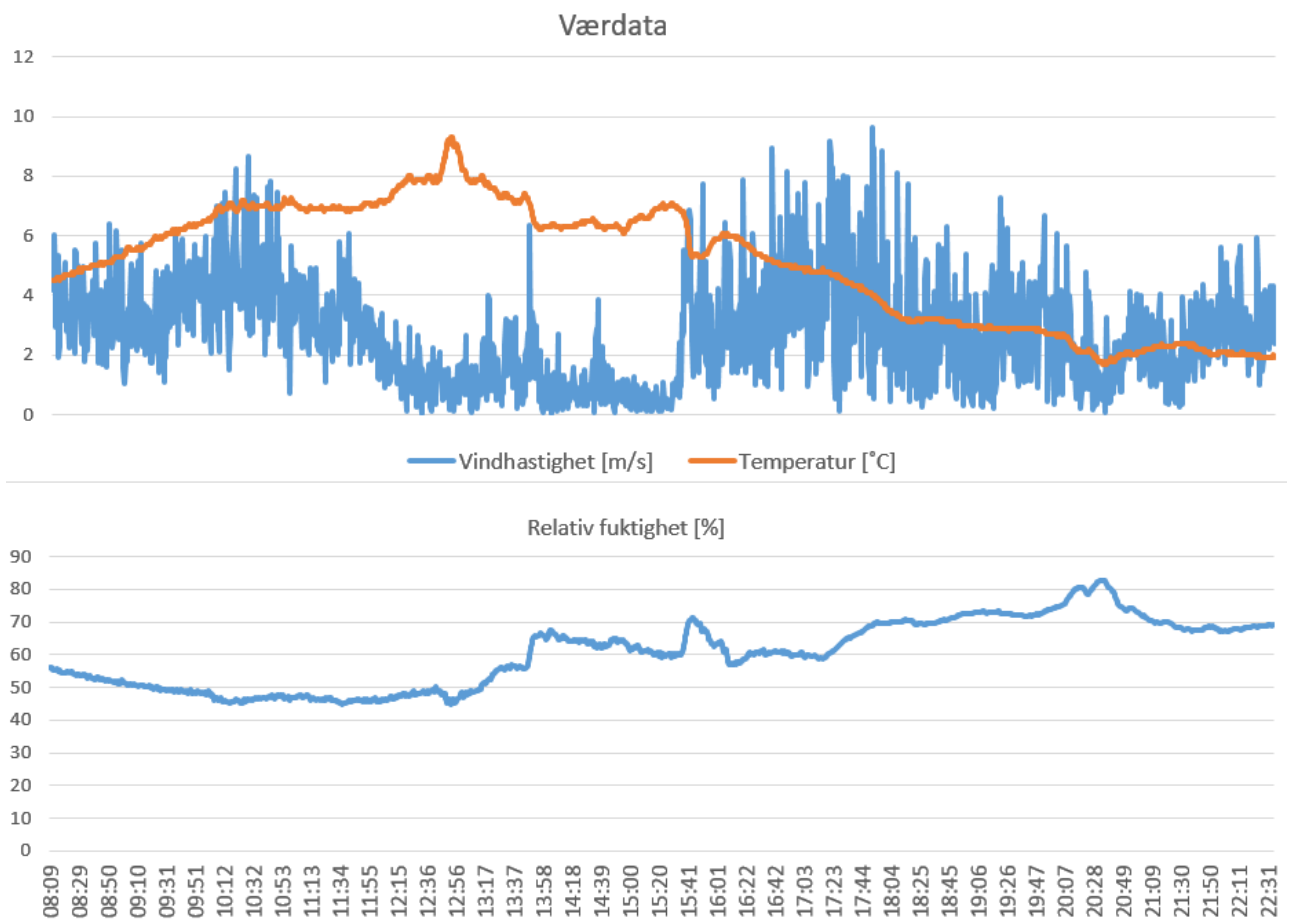


Figur 49 Måling av totalkonsentrasjon for antall ultrafine partikler med Nanoscan i Living Lab tirsdag 21. mars

Trenden for begge målingene av innendørs partikler i Living Lab, Figur 49 og 50, samvarierer også denne dagen godt med forurensningsnivået utendørs i Elgesetergate. Det som ikke stemmer så godt er at nivået for UFP i Figur 49 viser seg å være over 3 ganger så høyt inne i Living Lab for dagen med lavt forurensningsnivå som dagen med høyt forurensningsnivå, som finnes i Figur 43. Igjen samvarierer det spesielt godt for totalkonsentrasjon av antall fine partikler, som vist i Figur 50, med svært lave verdier, som stiger omtrent likt og når den høyeste konsentrasjonen på samme tid som $PM_{2.5}$ i Figur 48. Figur 50 illustrerer godt det karakteristiske stigningsmønsteret som ble omtalt tidligere, og som viser at det har vært menneskelig aktivitet innendørs klokken 12.



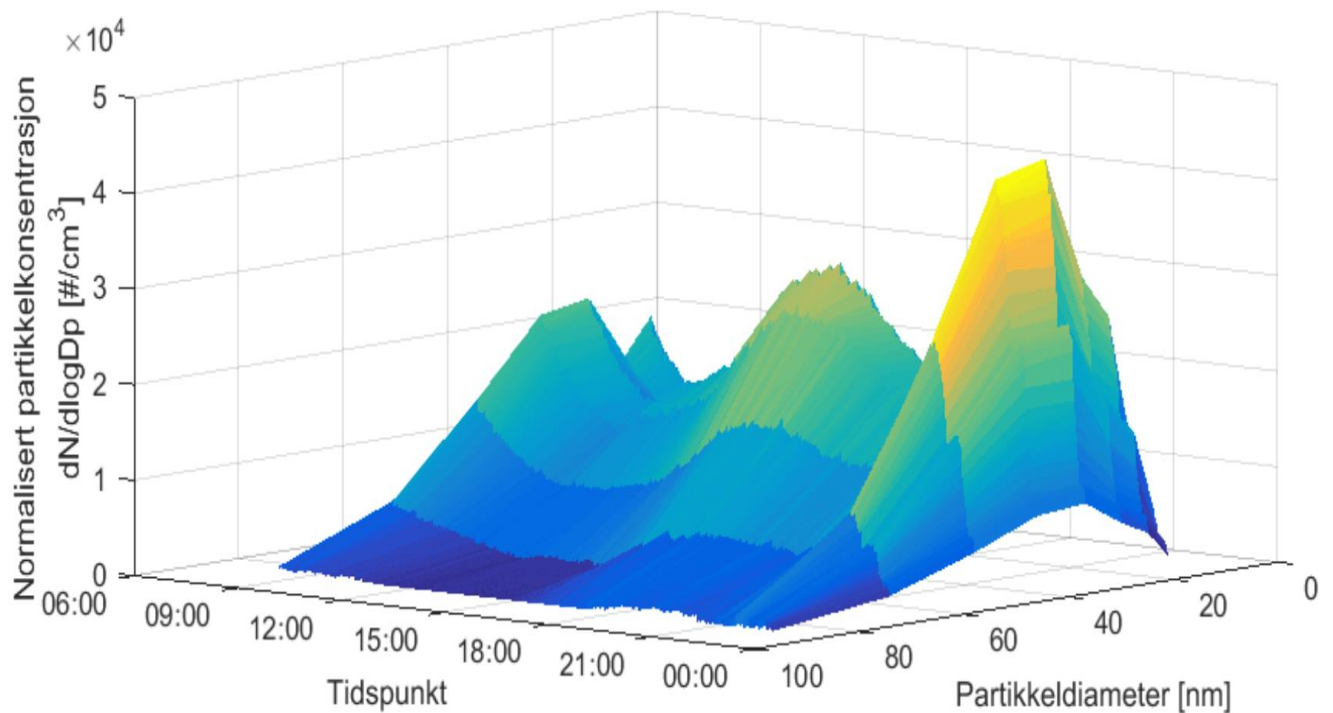
Figur 50 Måling av totalkonsentrasjon for antall fine partikler med OPS i Living Lab tirsdag 21. mars



Figur 51 Variasjon i utendørs vindhastighet, temperatur og relativ fuktighet over tirsdag 21. mars (målt med Living Labs værstasjon)

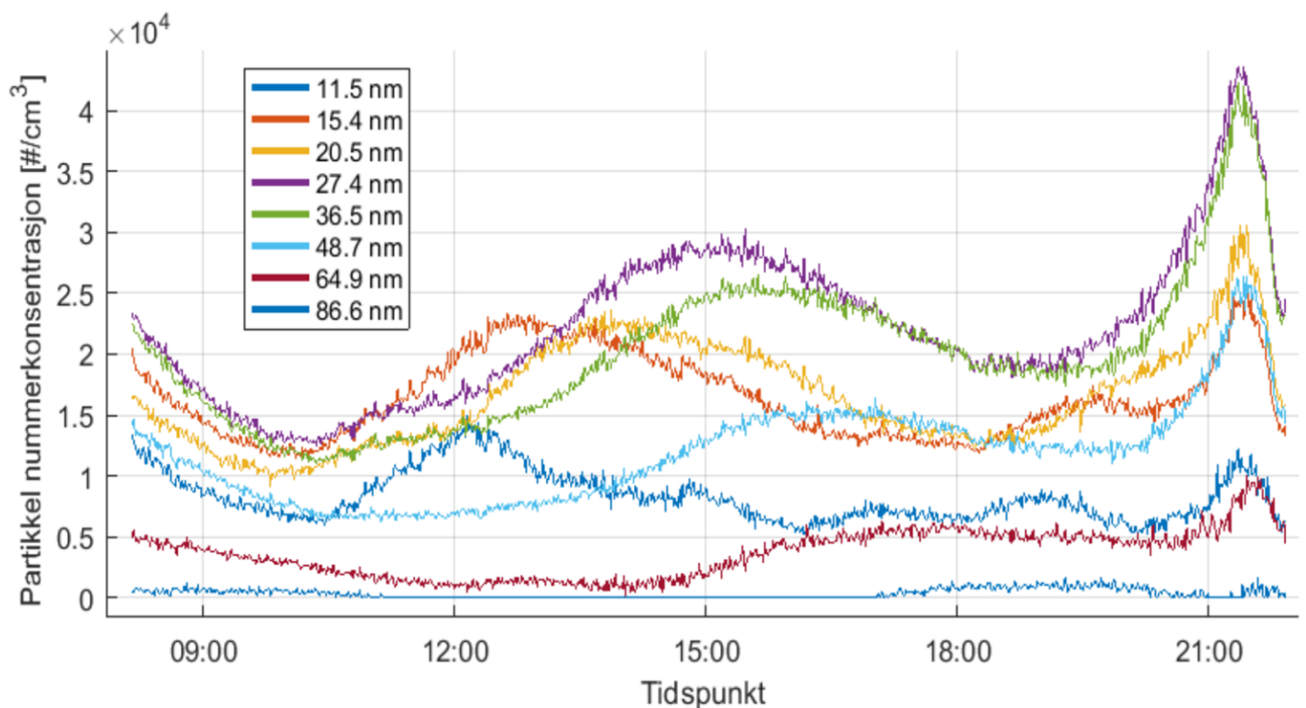
Variasjon av klimatiske forhold som er målt med værstasjonen på taket av Living Lab den 21. mars vises i Figur 51. Vindhastigheten er høyest på morgenen da den ligger på rundt 4 m/s, den roer seg litt midt på dagen fra cirka klokken 12-15 før den igjen øker. Temperaturen er høyest rundt klokken 12 på 9 °C, og synker rolig jevnt resten av dagen ned til cirka 2 °C. Nivået for relativ fuktighet ligger også ganske jevnt mellom 50-70 % med en rolig og jevn øking over hele dagen.

Figur 52 viser en 3D-graf som inkluderer antall partikler og tidspunkt for alle de ulike partikkelstørrelsene mindre enn 100 nm. I Figur 53 er en graf som lettere illustrerer hvordan de ulike partikkelstørrelsene varierer i løpet av dagen.



Figur 52 3D-plot for variasjonen av total numerkonsentrasjon av UFP og størrelsesfordelingen over tid målt med Nanoscan i Living Lab tirsdag 21. mars

Figur 52 og 53 viser at partikkelstørrelsene med størst numerkonsentrasjon og som viser størst variasjon i løpet av dagen er 27,4 nm og 36,5 nm. De to største partikkelstørrelsene på 64,9 nm og 86,6 nm og den aller minste på 11,5 nm har en mer jevn kurve og ligger på et lavere nivå.



Figur 53 Fordelingen av total konsentrasjon for åtte ulike ultrafine partikkelstørrelser målt med Nanoscan i Living Lab tirsdag 21. mars

6.3.4 Korrelasjoner

Ved hjelp av det statistiske databehandlingsprogrammet SPSS ble det beregnet korrelasjoner mellom innendørs konsentrasjonsnivå av ultrafine og fine partikler inne i Living Lab og utendørs forurensningsnivå av NO₂ og PM_{2.5} målt i Elgesetergate. I tillegg ble korrelasjoner mellom innendørs partikkelkonsentrasjon og værdata for temperatur, vindretning og relativ fuktighet også undersøkt.

Verdiene for alle måledagene i Tabell 7 og 9 er undersøkt mot hverandre, og i Tabell 11 vises Pearsons korrelasjonskoeffisient og p-verdi for korrelasjonene.

Tabell 11 Korrelasjoner mellom konsentrasjon innendørs i Living Lab av UFP og fine partikler og utendørs forurensningsnivå av NO₂ og PM_{2.5}

Korrelasjoner	Pearsons korrelasjonskoeffisient	p-verdi
Gjennomsnitt av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og NO ₂ -nivå utendørs	- 0,674 **	0,003
Maksverdi av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og NO ₂ -nivå utendørs	- 0,688 **	0,002
Gjennomsnitt av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og PM _{2.5} -nivå utendørs	- 0,508 *	0,038
Maksverdi av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og PM _{2.5} -nivå utendørs	- 0,524 *	0,031
Gjennomsnitt av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og NO ₂ -nivå utendørs	0,748 **	0,001
Maksverdi av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og NO ₂ -nivå utendørs	0,695 **	0,004
Gjennomsnitt av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og PM _{2.5} -nivå utendørs	0,970 **	< 0,001
Maksverdi av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og PM _{2.5} -nivå utendørs	0,812 **	< 0,001

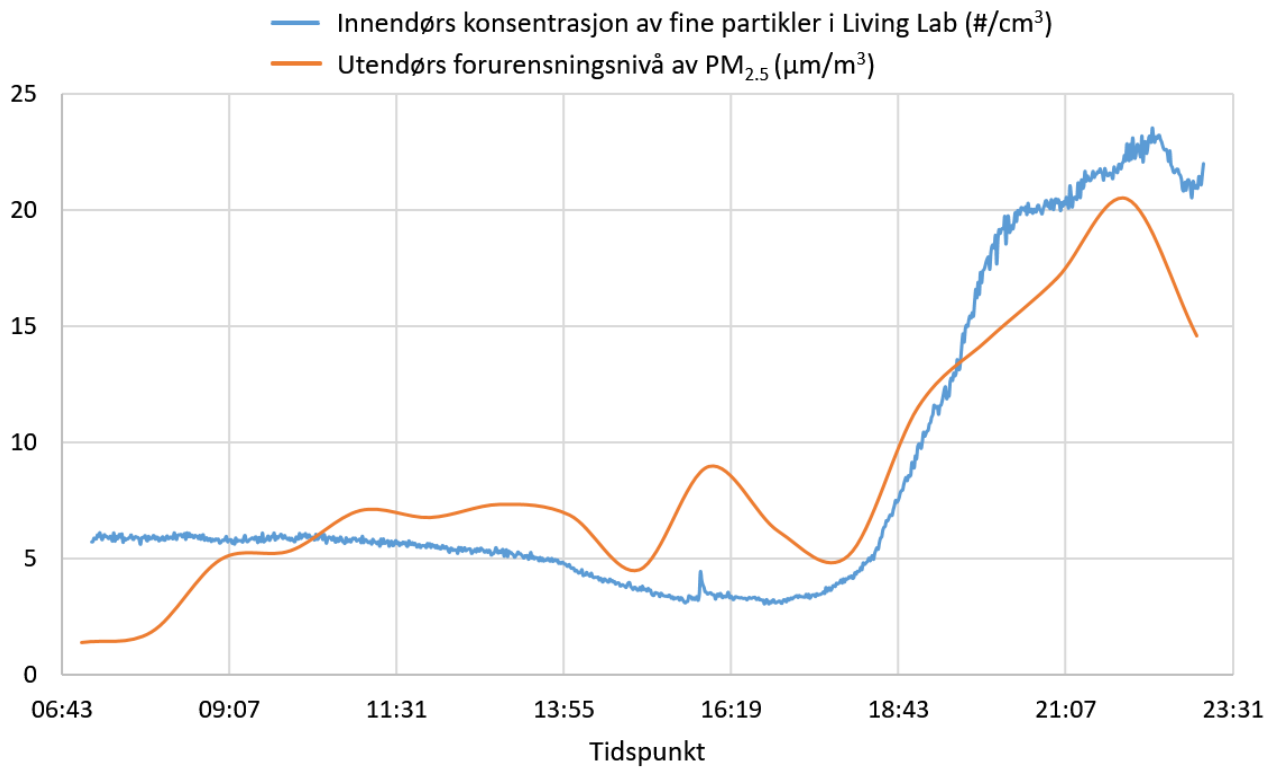
** Korrelasjonen er signifikant på 0,01-nivået

* Korrelasjonen er signifikant på 0,05-nivået

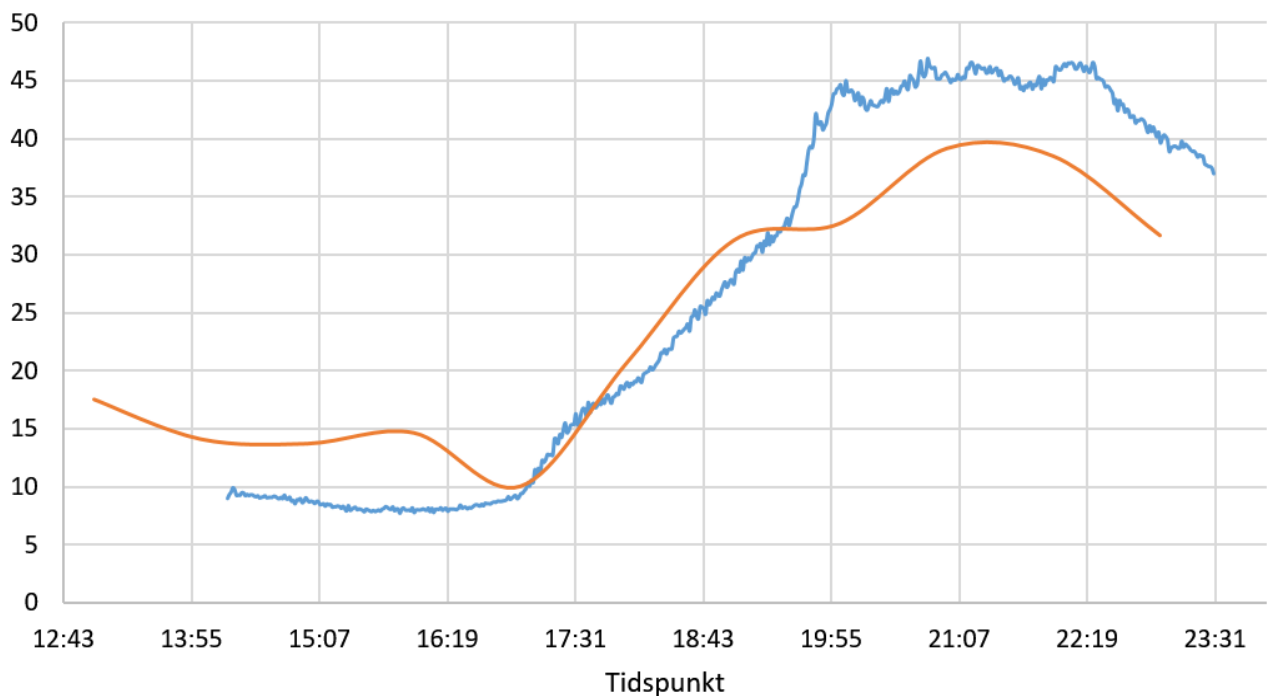
Gjennomsnittsverdier og maksverdier av UFP er negativt korrelert med NO₂-nivået. Dette vil si at når den ene verdien synker øker den andre og omvendt. Det er statistisk signifikant både når det er positive og negative verdier dersom $p < 0,05$.

Konsentrasjonen av fine partikler innendørs i Living Lab korrelerer godt med NO₂-nivået og spesielt godt med nivået av PM_{2.5} utendørs. Figur 54 illustrerer godt den sterke korrelasjonen for en av dagene med høyest nivå av fine partikler i Living Lab - torsdag den 2. mars. Denne dagen vises det fra Tabell 8 og 10 at konsentrasjon av fine partikler i snitt ligger

på 8,3 partikler/cm³ og et maksnivå på 23,5 partikler/cm³ i tidsrommet fra cirka klokken 20-22. Samme dag vises det at PM_{2.5} har et gjennomsnittsnivå på 8,5 µg/m³ og et maksnivå på 20,5 µg/m³ klokken 20-21.



Figur 54 Korrelasjon mellom målt innendørs konsentrasjon av fine partikler i Living Lab og utendørs forurensningsnivå av PM_{2.5} målt i Elgesetergate av Trondheim kommune torsdag 2. mars



Figur 55 Korrelasjon mellom målt innendørs konsentrasjon av fine partikler i Living Lab og utendørs forurensningsnivå av PM_{2.5} målt i Elgesetergate av Trondheim kommune torsdag 9. februar

Figur 55 viser også godt den sterke korrelasjonen mellom innendørs nivå av fine partikler inne i Living Lab og forurensningsnivå av PM_{2.5} utendørs for dagen med aller høyest nivå av fine partikler i Living Lab - torsdag den 9. februar. Denne dagen vises det fra Tabell 8 og 10 at konsentrasjon av fine partikler i snitt ligger på 23,5 partikler/cm³, og har et maksnivå på 46,9 partikler/cm³ i tidsrommet fra cirka klokken 20-22. PM_{2.5} har et gjennomsnittsnivå på 23,3 µg/m³ og et maksnivå på 39,2 µg/m³ rundt klokken 20-21.

Verdiene for alle måledagene i Tabell 8 og 9 er også undersøkt mot hverandre, og i Tabell 12 vises Pearsons korrelasjonskoeffisient og p-verdi for korrelasjonene.

Tabell 12 Korrelasjoner mellom konsentrasjon innendørs i Living Lab av UFP og fine partikler og utendørs minimums- og gjennomsnittstemperatur, gjennomsnittlig vindhastighet og relativ fuktighet

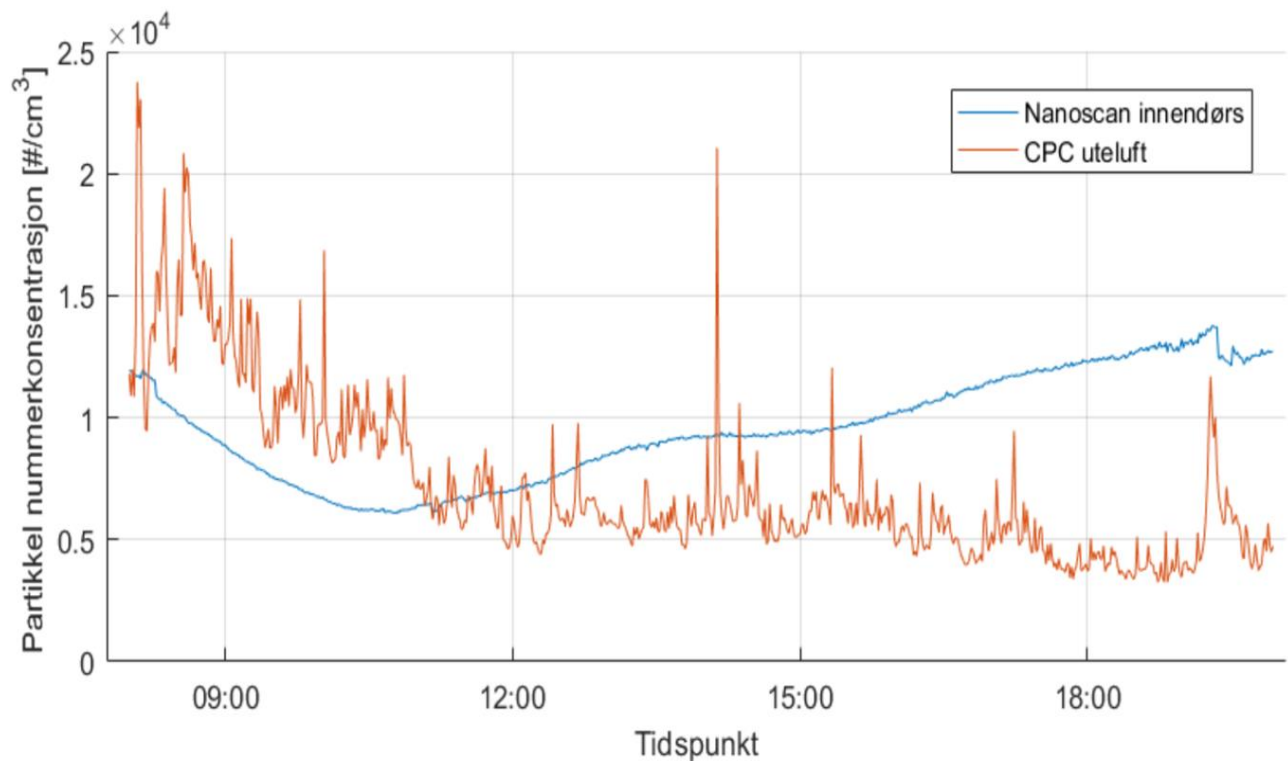
Korrelasjoner	Pearsons korrelasjonskoeffisient	p-verdi
Gjennomsnitt av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og gjennomsnittlig vindhastighet	0,497	0,060
Maksverdi av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og gjennomsnittlig vindhastighet	0,493	0,062
Gjennomsnitt av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og gjennomsnittstemperatur	0,233	0,404
Gjennomsnitt av UFP-konsentrasjon innendørs i LL og gjennomsnitt av RH	- 0,152	0,589
Maksverdi av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og gjennomsnittlig vindhastighet	- 0,513	0,073
Gjennomsnitt av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og gjennomsnittstemperatur	- 0,598 *	0,031
Gjennomsnitt av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og minimumstemperatur	- 0,583 *	0,036
Maksverdi av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og minimumstemperatur	- 0,511	0,074
Gjennomsnitt av finpartikkelkonsentrasjon innendørs i LL og RH	- 0,289	0,338

* Korrelasjonen er signifikant på 0,05-nivået

Som vist i Tabell 12 er korrelasjonskoeffisienten mellom gjennomsnittsverdier og maksverdier av UFP-konsentrasjon og gjennomsnittlig vindhastighet 0,49 som er på grensen til signifikans med p-verdi lik 0,06. Gjennomsnittet av finpartikkelkonsentrasjonen og minimums- og gjennomsnittstemperatur er statistisk negativt korrelert med en p-verdi på rundt 0,03.

6.3.5 Forhold mellom innendørs og utendørs konsentrasjon av UFP i Living Lab

Figur 56 viser gjennomsnittet for alle målingene av forholdet mellom totalkonsentrasjon av antall ultrafine partikler med størrelse 0,01 – 1,0 μm målt inne i Living Lab med Nanoscan 3910 og i uteluften med CPC 3007 som ble målte i ventilasjonens tilluftkanal. Det ble totalt 9 dager (7. februar, 21., 23., 24., 28., 29 mars, 3., 4., og 5. april) med målinger som startet tidlig på morgenen, og som dermed kunne sammenlignes. Alle målinger av dagsvariasjonene i forholdet mellom innendørs og utendørs UFP-nivå finnes i Vedlegg 3.

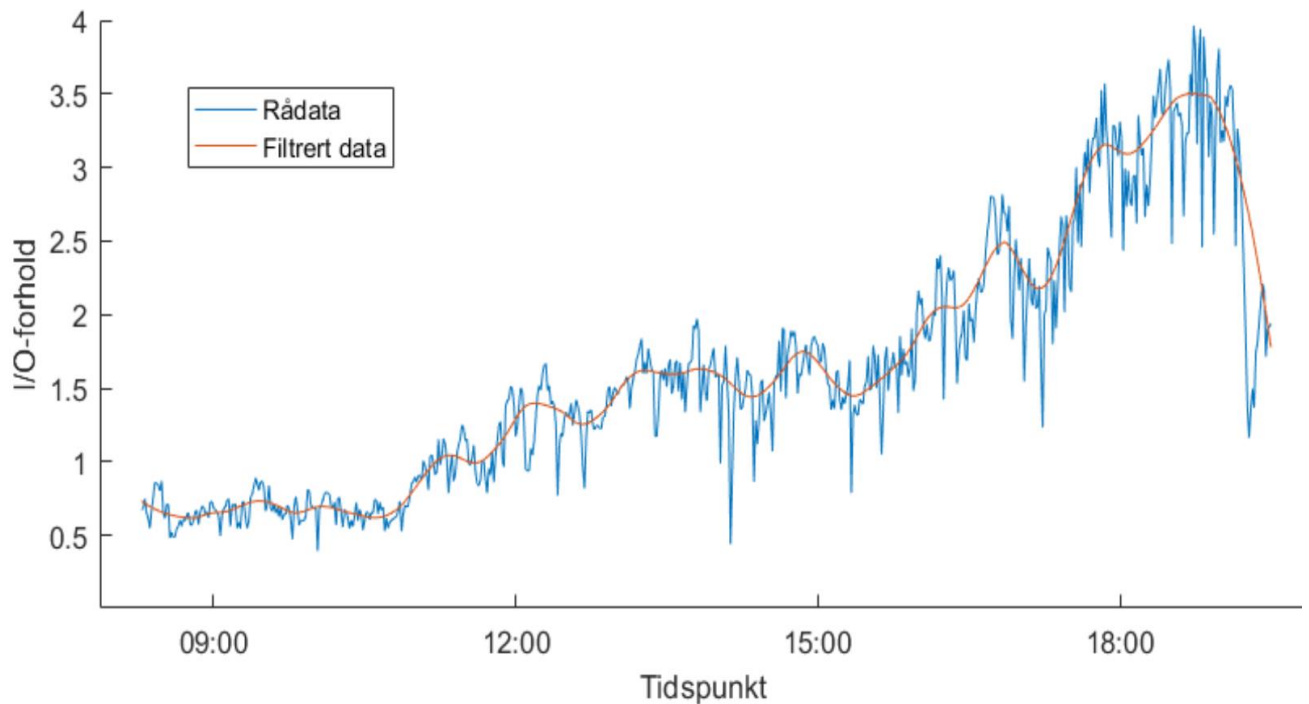


Figur 56 Gjennomsnitt totalkonsentrasjon av UFP over tid målt innendørs med Nanoscan og utendørs med CPC (totalt 9 dager)

Som illustrert i Figur 20, Kapittel 5.1.2 må det tas hensyn til at instrumentene CPC 3007 og Nanoscan 3910 måler drøyt 1000 (med et cirka gjennomsnitt på 1270) partikler/ cm^3 i forskjell når de er plassert ved siden av hverandre, der CPC 3007 måler det høyeste nivået. For figurene i dette kapitlet og resten av grafene fra resultater i Vedlegg 3 er det ikke valgt å justere, men å vise resultatene med originale måleverdier. Det vil si at forholdet mellom den blå og den røde linjen skulle vært forskjøvet med rundt 1270 partikler på y-aksen, men det er valgt å ikke gjøre dette fordi det ikke er kjent hvilken linje som burde justeres.

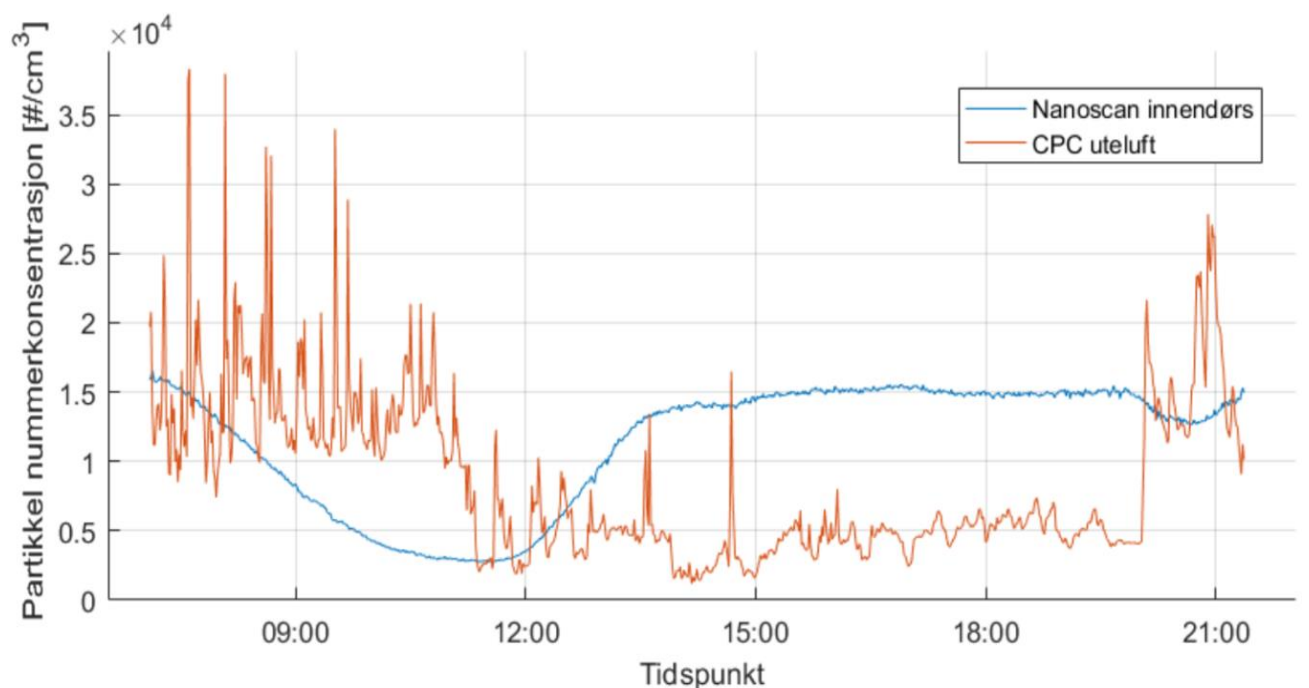
I Figur 57 er I/O-forholdet for totalkonsentrasjon av UFP vist for gjennomsnittet over 9 dager. Av denne grafen vises det at begge nivåene ligger ganske høyt på morgenen, men at utendørs nivå er høyere enn innendørs. Utendørs partikkelnivå synker jevnt hele dagen bortsett fra de mange bråe høye toppene som blant annet kan skyldes busstrafikk. Nivået innendørs stiger derimot fra rundt 11-tiden, og som Figur 57 viser blir forholdet her høyere enn 1 og stiger jevnt videre hele dagen med noen små variasjoner, og når en maks verdi på

litt over 3,5 rundt klokken 19. Det kan se ut til at partikkelnivået akkumulerer i rommet over tid og at det er en tidsforsinkelse for utendørs partikler innendørs.



Figur 57 Gjennomsnitt for I/O-forhold av totalkonsentrasjon av UFP målt over 9 dager

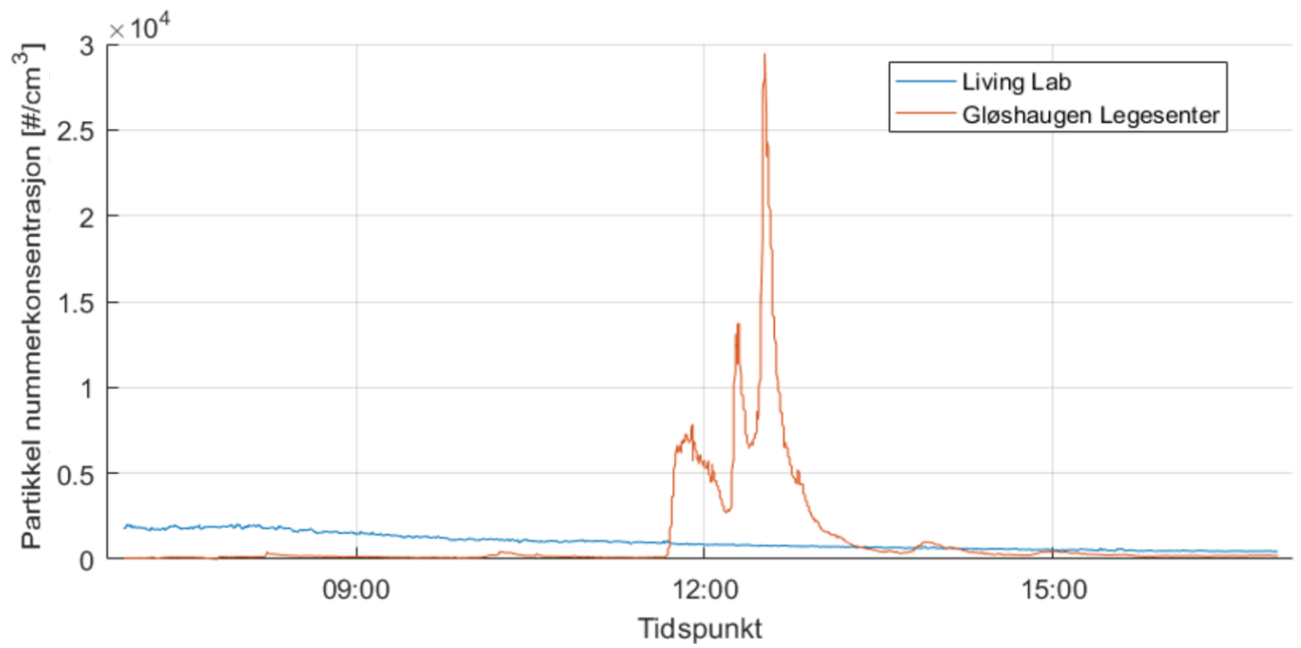
I tillegg til gjennomsnittlig I/O-forhold er det valgt å trekke frem målingen den 29. mars som er vist i Figur 58. Her vises denne tidsforsinkelsen enda klarere, og grafene går motsatt vei av hverandre. Når partikkelnivået i uteluften blir mindre midt på dagen rundt klokken 12, stiger innendørs konsentrasjon til samme nivå som konsentrasjonen var utendørs.



Figur 58 Totalkonsentrasjon av UFP over tid målt innendørs med Nanoscan og utendørs med CPC onsdag 29. mars

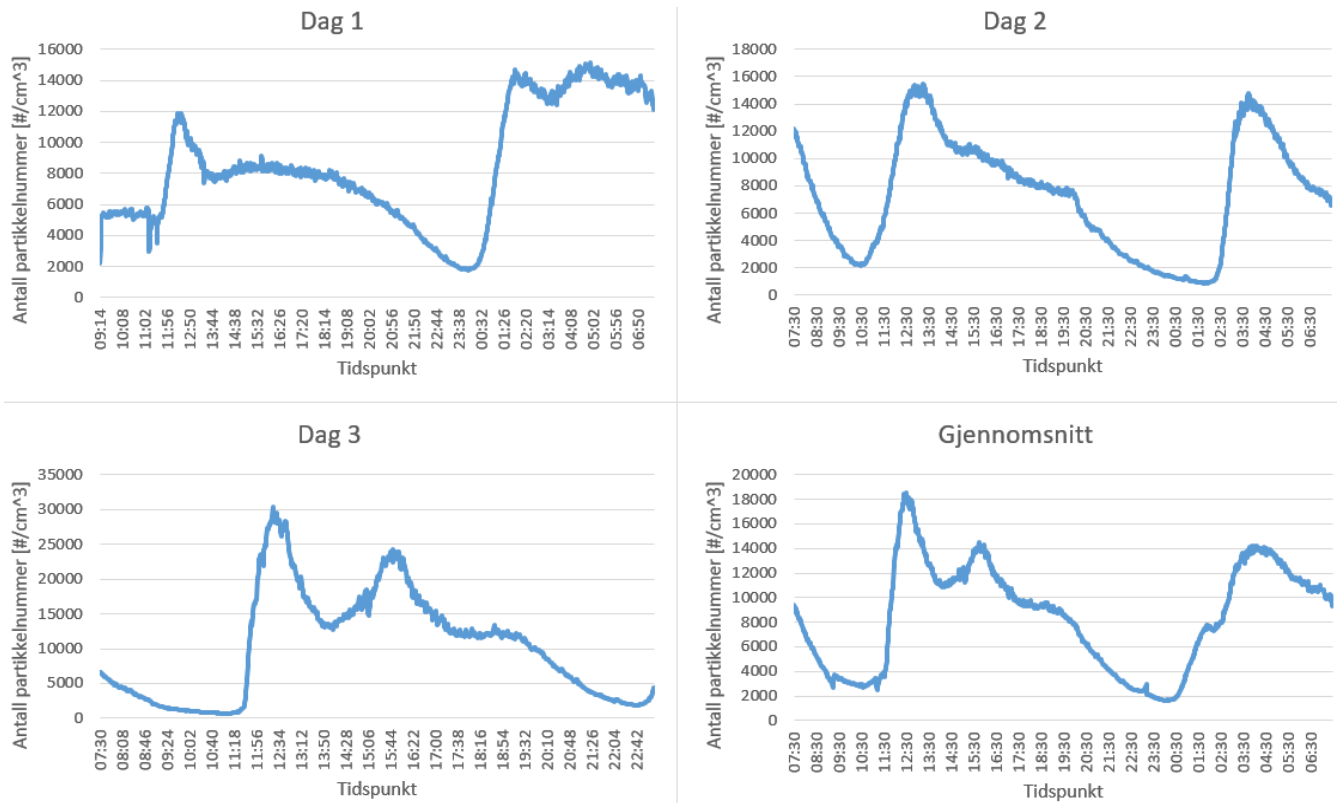
6.3.6 Sammenligning av UFP-nivå innendørs i Living Lab og i Gløshaugen Legesenter

Måleresultatene i denne delen har kartlagt innendørs konsentrasjonsnivå av UFP i de to ulike byggene på samme lokasjon over lik tidsperiode. Den første målingen med de to identiske instrumentene ble foretatt den 1. mars, og resultatet er vist i Figur 59. Med unntak av lunsjpausen til arbeiderne på Gløshaugen Legesenter lå nivået der hele tiden lavere enn i Living Lab under prøvemålingen.

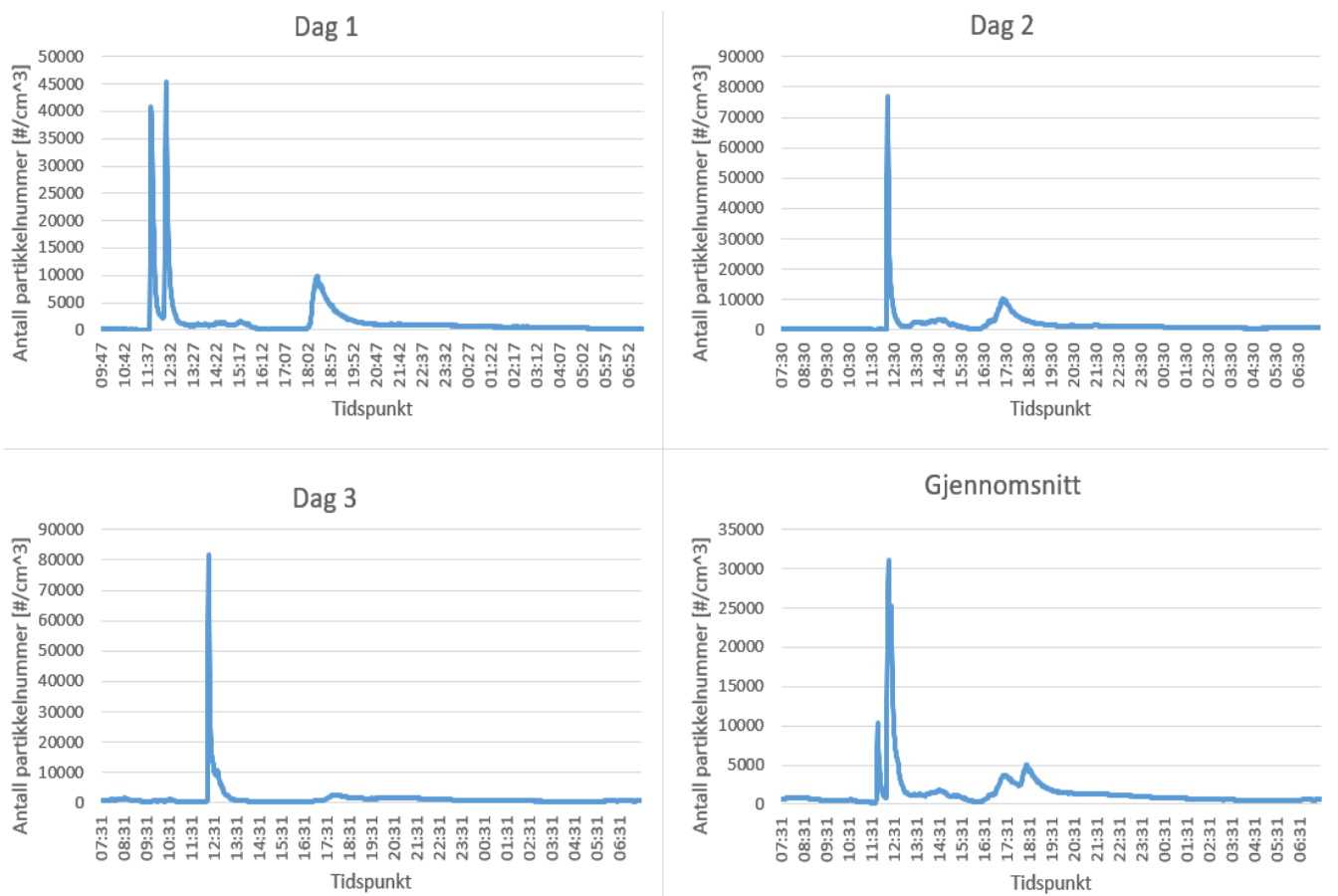


Figur 59 Målinger utført med Pegasor i Living Lab og Gløshaugen Legesenter 1. mars

De neste målingene med Pegasor foregikk i uke 13 kontinuerlig fra tirsdag 28. mars til torsdag 30. mars (tirsdag, onsdag og torsdag). Resultatene for variasjon av total partikkelkonsentrasjon i Living Lab over tre døgn samt gjennomsnittet for disse dagene vises i Figur 60. Det samme vises for Gløshaugen Legesenter i Figur 61. Alle grafene viser en relativt lik trend over dagene for begge de ulike byggene.

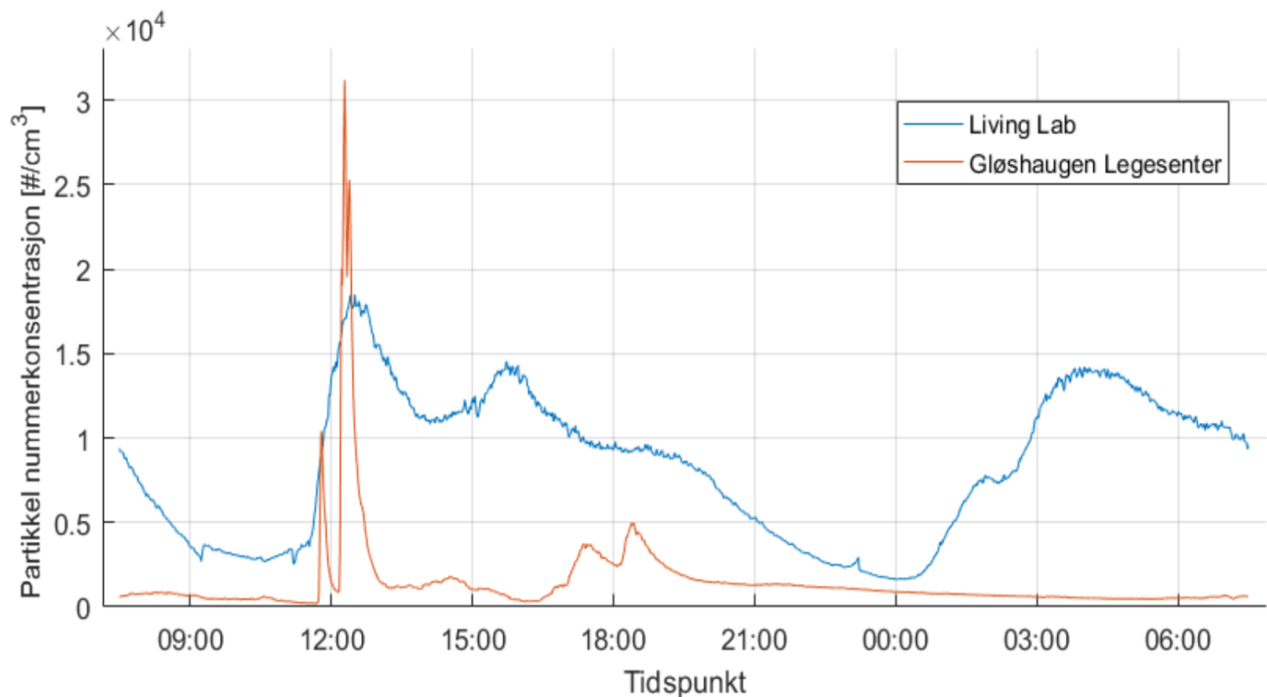


Figur 60 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Living Lab uke 13



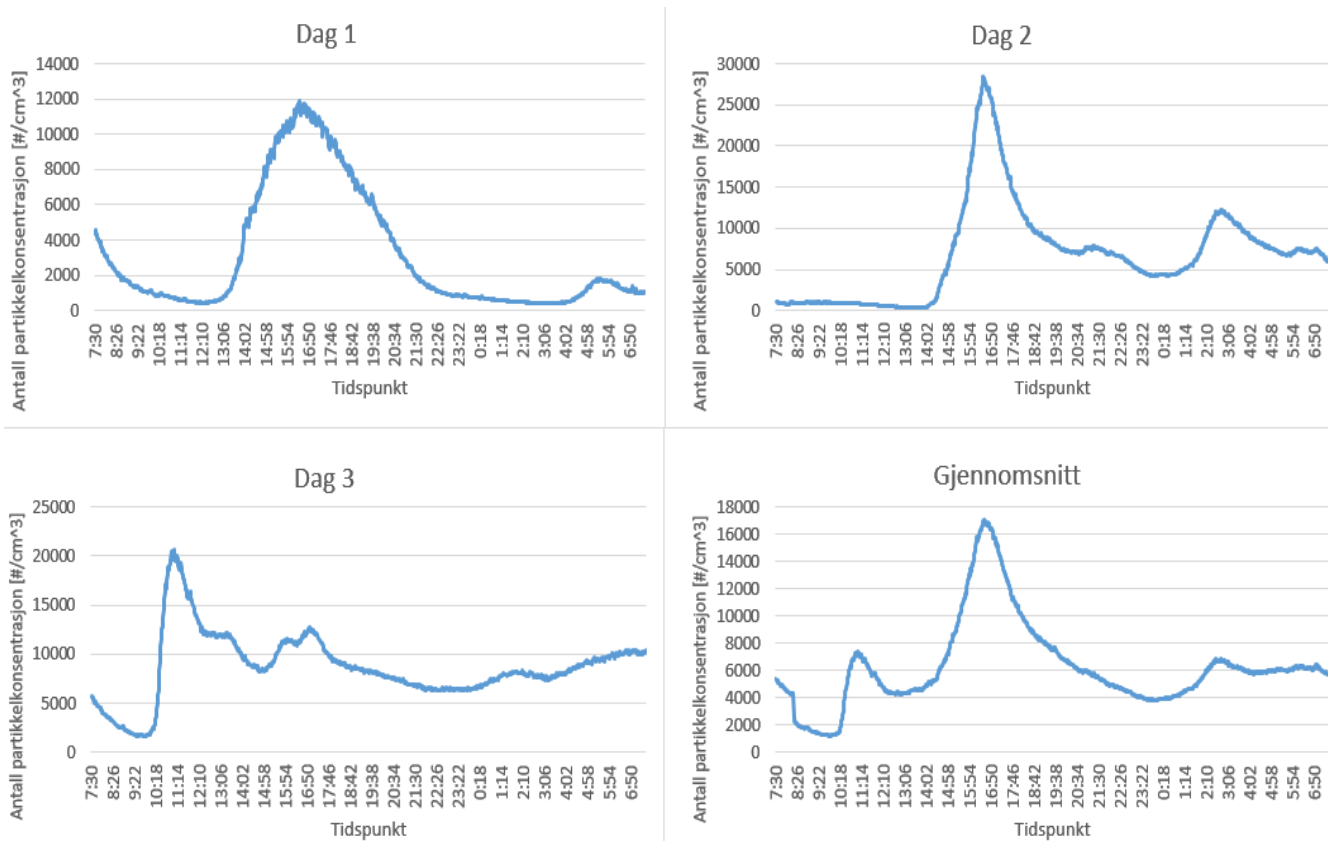
Figur 61 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Gløshaugen Legesenter uke 13

Figur 62 viser en sammenligning av gjennomsnittlig totalkonsentrasjonen av partikler i de to byggene basert på tre målte døgner i uke 13 (tirsdag, onsdag og torsdag). Det er stort sett lunsjpausen som genererer mye partikler fra menneskelig aktivitet, og som har stor betydning i legesenteret i motsetning til Living Lab hvor det er et høyere nivå av partikler hele døgnet med langt større variasjoner. Maks partikkelkonsentrasjon i Living Lab skjer litt etter klokken 12 med et nivå på nesten 18 000 partikler/cm³. Deretter vises en ny topp rundt klokken 16 før konsentrasjonen synker sakte frem til klokken 00. Deretter stiger partikkelnivået igjen, og når en ny topp midt på natten klokken 04.

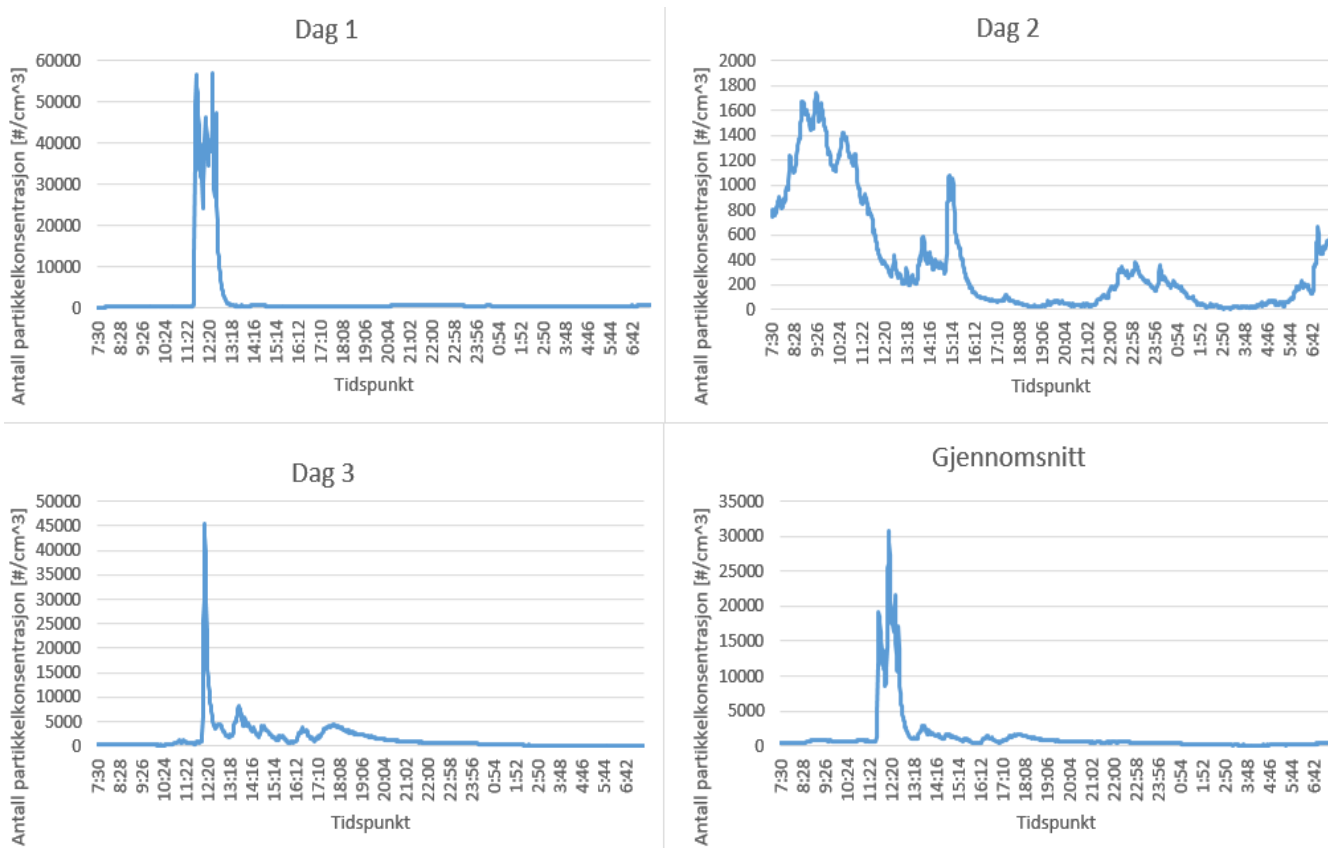


Figur 62 Gjennomsnittet av målingene utført med Pegasor i Living Lab og Gløshaugen Legesenter over tre døgner uke 13

Resultatene fra den siste runden med målinger som ble foretatt kontinuerlig fra mandag 4. mars til onsdag 6. mars er vist i Figur 63 for Living Lab og i Figur 64 for Gløshaugen Legesenter. Figurene viser variasjonen av total partikkelkonsentrasjon for tre døgner samt gjennomsnittet av disse. Alle grafene viser en relativt lik trend over dagen for begge lokasjonene, bortsett fra Dag 2 i Gløshaugen Legesenter som vises i Figur 64. Nivået ligger fortsatt under nivået i Living Lab, men lunsjpausen som i de andre målingene ga den karakteristiske toppkonsentrasjonen har ikke gitt utslag denne dagen.

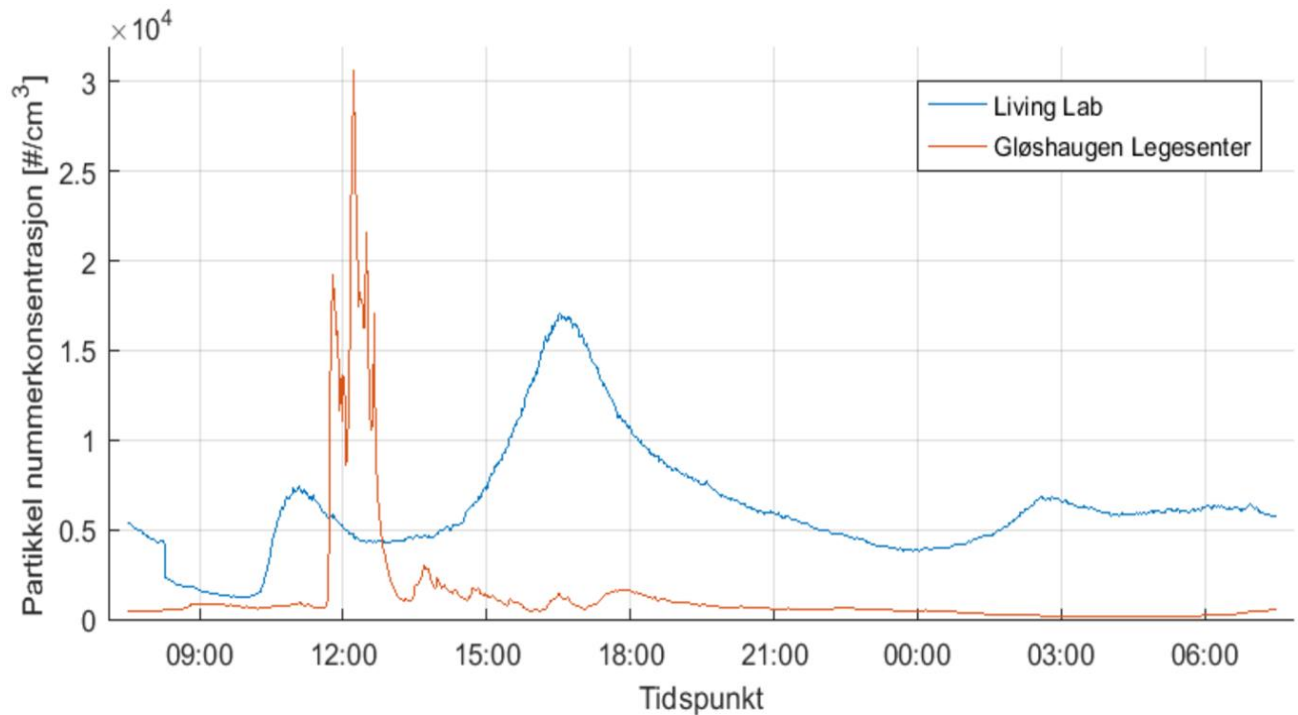


Figur 63 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Living Lab uke 14



Figur 64 Målinger med Pegasor for tre døgn og gjennomsnittet av disse utført i Gløshaugen Legesenter uke 14

Figur 65 viser en sammenligning av gjennomsnittlig totalkonsentrasjonen av partikler i de to byggene basert på tre målte døgner i uke 14 (mandag, tirsdag, onsdag). De innendørs variasjonene av partikkelnivået oppfører seg veldig likt som i Figur 62 fra uke 13. Også her er det lunsjpausen som har veldig stor betydning i legesenteret, og det vises en maksjonskonsentrasjon på over 30 000 partikler/cm³. Ellers er det lite nivåvariasjoner i legesenteret. I Living Lab er det høyere nivå over hele døgnet med langt større variasjoner. Den høyeste toppkonsentrasjonen på cirka 17 000 partikler/cm³ viser seg å være i rushtiden på ettermiddagen mellom klokken 16-17.



Figur 65 Gjennomsnittet av målingene utført med Pegasor i Living Lab og Gløshaugen Legesenter over tre døgner uke 14

7 Diskusjon

7.1 Tidligere forskning

Litteraturstudien og arbeid med tidligere prosjektoppgave har vist at konsentrasjoner og fraksjoner av ulike partikler genereres fra både innendørs og utendørs kilder. Forhold som påvirker måleresultater vil i stor grad være bruk av forskjellige måleinstrumenter, byggestandard, størrelse, utforming og plassering av bygget, mengde isolasjon, type ventilasjon og mengde tilluft, antall mennesker tilstede, innendørs kilder og aktiviteter, utendørs kilder og klima/sesong. Blant flere studier viser Derbez et al. (2014a,b) at konsentrasjonen av partikler i passivhus blir sterkere påvirket av innendørs aktiviteter om vinteren, og påvirkes sterkere av utendørs aktiviteter knyttet til infiltrasjonsnivå og åpning av vinduer om sommeren.

Studier som tar for seg energieffektive bygg har gjort målinger som viser at mekanisk ventilasjon gir forbedring av kvaliteten på inneluften. Dette kan tilsa at tettere energieffektive hus med god ventilasjon kan ha et sunnere inneklima sammenlignet med tradisjonelle hus på grunn av bedre kontroll og rengjøring av innkommende luft. Det konkluderes med at ventilasjonen spiller en sentral rolle i et energieffektivt bygg for å gi tilstrekkelig utskifting av luft, oppnå komfort og for å opprettholde en tilfredsstillende luftkvalitet uten for store mengder partikler (Wærstad, 2016).

Flere studier påpeker også at beboerne ikke har nok kunnskap om hvordan de skal bruke ventilasjonssystemet. Det vil derfor være nyttig å forbedre brukervennligheten slik at ventilasjonssystemet vil fungere optimalt og potensiell feilbruk unngås. Et stillegående system vil også sørge for at det kan være på til enhver tid uten å sjenere brukerne, og uten risiko for at anlegget vil bli skrudd av. I tillegg er det avgjørende med hyppig vedlikehold, utskifting av filtre og renhold i systemet. Det kunne dermed vært fordelaktig med periodiske inspeksjoner av ventilasjonssystemet, utført av kvalifisert fagpersonell. Generelt er det viktig å sikre at beboere i lavenergiboliger er klare over hensikten med bruk av bygget, og hvordan teknologien fungerer (Wærstad, 2016).

Tidligere studier hevder at forskjeller i innendørs/utendørs-konsentrasjonsforhold for grove og fine partikler (fine partikler med høyere forhold i fravær av resuspensjon) kan forklares ved å anta at bygningskallet er mer effektivt for å filtrere ut de større partiklene, og at de mindre partiklene trenger lettere inn i en bygningskropp. I disse studiene ble derimot ikke ultrafine partikkelfraksjoner målt. Resultatene fra Zauli Sajani et al. (2015) sin studie viser nemlig at $PM_{2.5}$ -fraksjonen trenger lettere inn i bygg enn UFP. I studien illustreres det at I/O-forholdet i stor grad varierer etter hvilken partikkelstørrelse som måles. Figur 13 viser at den store forskjellen mellom det trafikkerte området og boligområdet, er at det genereres signifikant flere ultrafine partikler der det er mye trafikk. Selv om UFP dominerer utendørs i de fleste tilfellene i det trafikkerte området, er konsentrasjonen av $PM_{2.5}$ høyere innendørs enn UFP i alle målingene. Dette kan tyde på at $PM_{2.5}$ penetrerer bygninger i større grad enn UFP.

Wallace and Ott (2011) konkluderer med det samme i sin studie der det også hevdes at eksponeringen innendørs fra utendørs kilder er vesentlig lavere for UFP enn for PM_{2.5} og PM₁₀. Dette forklares med at UFP avsettes raskere på overflater, og trenger gjennom bygningskroppen i mindre grad på grunn av høye brownske bevegelser.

Gens et al. (2014) formidler at isolasjonen i boliger vil påvirke eksponering for fine og ultrafine partikler. Isolering av bygg fører til en reduksjon av eksponering for partikler med utendørs opprinnelse, noe som vil ha positive konsekvenser for menneskers helse. Imidlertid vil det også lede til en økning av partikler innendørs ved aktiviteter som matlaging og kilder som stearinlys og vedfyring, noe som vil påvirke helsen i negativ grad. Ideelt sett skal ingen partikler komme fra infiltrasjon i de mest energieffektive og isolerte bygningene, og forurensninger vil da kun komme fra innendørs kilder. Resultatene fra målinger av fine og ultrafine partikler i denne oppgaven tilsier derimot at dette ikke er tilfellet.

Målingene utført i Living Lab av Justo-Alonso et al. (2016) viser at det er lite infiltrasjon av partikler med størrelsen 0,3 µm i en nullutslippsbolig. Den høye økningen av partikkelkonsentrasjon innendørs da det var julebord med mange mennesker, matlaging og tente stearinlys tilstede i rommet viser at innendørs kilder er av stor betydning. Uregelmessige innendørs aktiviteter har en betydelig effekt på svevestøv i innemiljøet, og innendørs kilder genererer høye konsentrasjoner av fine og ultrafine partikler. På grunn av det store antallet av UFP som genereres, og mangfoldet av de ulike kildene som vanligvis er tilstede, vil det innendørs nivået overskygge konsentrasjonen som stammer fra utendørs kilder. Studien til Abt et al. (2000) antyder at partikler med størrelse 2-10 µm primært genereres fra innendørs kilder, mens partikler med størrelse 0,02-0,3 i større grad stammer fra utendørs kilder.

I forhold til studien utført av Ruth and Iversen Jokstad (2005) viser gjennomsnittsnivået for partikkelmålingene utført i denne oppgaven at konsentrasjonsnivået i Living Lab er svært mye høyere enn i et naturlig ventilert gammelt bygg rett ved hovedveien i Elgesetergate. Gjennomsnittet av alle målingene av ultrafine partikler i denne oppgaven, vist i Figur 36, viser at konsentrasjonsnivået ligger mellom 5000 partikler/cm³ på det laveste og drøyt 12 000 partikler/cm³ på det høyeste. Til sammenligning viser gjennomsnittet av måleverdiene fra ukedagene i den tidligere studien, vist i Figur 14, at konsentrasjonsnivået ligger mellom 900 partikler partikler/cm³ på det laveste, og når maks konsentrasjonsnivå på nesten 6000 partikler/cm³ fra målingene i det gamle bygget. Dette viser at maksnivåene av UFP-konsentrasjon i et nullutslippshus ligger dobbelt så høyt som de høyeste konsentrasjonsnivåene i en eldre leilighet med naturlig ventilasjon i en av de mest trafikkerte gatene i Trondheim. Minimumsnivået av UFP ligger også særdeles mye høyere i Living Lab.

7.2 Måleresultater

Resultatene fra målingene utført i Living Lab ble ikke som forventet på forhånd. De viser at det er store variasjoner av partikkel nummerkonsentrasjoner gjennom dagene - spesielt for ultrafine partikler. Som Figur 35 viser er det et stort spenn i målingene, og det finnes ingen normal profil for UFP. Det er forhøyde konsentrasjonsnivåer som varierer i takt med både utendørs forurensningsnivå og trafikkmønsteret i mange av målingene, men det kan ikke konkluderes med at en spesiell kilde utgjør variasjonene i Living Lab. Resultatene viser imidlertid at utendørs kilder høyst sannsynlig har en innvirkning på konsentrasjon av antall partikler innendørs.

Fra Tabell 10 med utregnet gjennomsnitt, minimumsverdi og maksimumsverdi observeres det at på dagene med høyest konsentrasjonsnivå av UFP inne i Living Lab, er det et lavt nivå av fine partikler den samme dagen. På dagene med høyest konsentrasjonsnivå av fine partikler inne i Living Lab er det motsatt, altså et lavt nivå av UFP. Denne tendensen anses som merkelig.

Konsentrasjonsnivå av fine partikler inne i Living Lab samvarierer godt med utendørs forurensningsnivå målt av Trondheim kommune. Tabell 11 viser at det er signifikant korrelasjon mellom gjennomsnittet og maksverdi av fine partikler med diameter 0,3-10 μm målt i Living Lab og $\text{PM}_{2.5}$ målt på samme dag. Pearsons korrelasjonskoeffisient ble funnet å være 0,97 og 0,81 med en p-verdi $< 0,001$. Dette tilsier at det er liten sjans for at dette var tilfeldig. Torsdag 9. februar, dagen med desidert høyest målte nivå av fine partikler inne i Living Lab, har også det klart høyeste nivået av $\text{PM}_{2.5}$ -forurensning utendørs, samt at det stiger omtrent ved samme tidspunkt. Dette illustreres godt i Figur 55. Dette gjelder også for resten av dagene med høye konsentrasjonsnivåer. Et mønster som viser svært forhøyede konsentrasjoner på kveldstid går igjen i de fleste målingene, som vist i Figur 37. I tillegg korrelerer gjennomsnittet av målte nivåer av fine partikler i Living Lab med utendørs NO_2 -nivå målt av Trondheim kommune. Her er korrelasjonskoeffisienten 0,748 og p-nivå=0,001. Disse resultatene kan tilsi at det sannsynligvis er lettere for fine partikler med størrelse 0,3-10 μm å trenge inn i Living Lab, noe som også antydes i tidligere studier.

På generell basis er det kjent at det er mer forurensningsutslipp på kalde dager med lite fuktighet - særlig ved bruk av dieselmotorer. Data for utendørs forurensning av NO_2 og $\text{PM}_{2.5}$ i Tabell 8 viser at 9. februar hadde et høyt forurensningsnivå, mens 8. februar var nivået verken spesielt høyt eller lavt. Værdatabellen viser at 8. og 9. februar, to av dagene med høyest konsentrasjonsnivå av fine partikler i Living Lab, hadde de laveste utetemperaturene. Dette kan tyde på at finfraksjonen innendørs påvirkes av utetemperatur, og øker i konsentrasjon på kalde dager. Dette er også tilfellet i andres studier, og går igjen i tidligere målinger. Tabell 12 viser at det er negativ korrelasjon mellom gjennomsnittet av finpartikkelkonsentrasjonen og gjennomsnitts- og minimumstemperatur. Pearsons korrelasjonskoeffisient ble funnet å være -0,598 og -0,583 med p-verdier 0,031 og 0,036. Det ble ikke funnet at vindhastighet og relativ fuktighet hadde signifikante korrelasjoner til konsentrasjoner av fine partikler innendørs.

Gjennomsnitt og makskonsentrasjon av UFP innendørs og målingene for utendørs NO₂-forurensning var negativt korrelert. Pearsons korrelasjonskoeffisient ble funnet å være -0,674 og -0,688 med p-verdier 0,003 og 0,002. Alle dagene med høyt nivå av UFP innendørs hadde lavt forurensningsnivå av både PM_{2.5} og spesielt NO₂ utendørs. Tirsdag 21. mars som ble presentert i resultatene med lavt forurensningsnivå utendørs, hadde 3 ganger så høyt konsentrasjonsnivå av UFP inne i Living Lab sammenlignet med dagen med høyt forurensningsnivå - torsdag 2. mars. Dette viser at NO₂ muligens ikke var en spesielt god indikator for å sammenligne nivået av UFP. Det ble ikke funnet at verken vindhastighet, temperatur eller relativ fuktighet påvirket den totale UFP-konsentrasjonen i nevneverdig grad, og Tabell 12 viser ingen signifikante korrelasjoner mellom værddata og konsentrasjon av UFP innendørs.

Av I/O-forholdet som er målt inne i Living Lab og i ventilasjonssystemets tilluftskanal, kan det se ut som om partiklene akkumulerer i rommet over tid. Forholdet er veldig høyt i forhold til i andre studier. Figur 57 viser at på det laveste nivået tidlig om morgenen ligger I/O-forholdet nesten nede på 0,5, men stiger gradvis helt til over 3,5 på kvelden. Forholdet er mye større i Living Lab enn målt i andre bygg fra tidligere studier. Det skjer en eller annen form for opphopning av partikler i rommet i løpet av dagen. En mulig grunn til dette kan være den høye graden av isolasjon i bygget, samt at ventilasjonssystemet ikke fungerer optimalt for å få ut partikkelforurensningene.

Sammenligningen av UFP-konsentrasjon i Living Lab og Gløshaugen Legesenter som ligger på hver sin side av veien viser at nivå og variasjon i de to byggene er veldig forskjellig. Nivået av partikkelnummerkonsentrasjon lå høyere i Living Lab enn i legesenteret alle dagene, bortsett fra lunsjpausen til arbeiderne på legesenteret som genererte svært høye partikkelnivåer. Grafene i Figur 62 og 65 illustrerer også godt at partikkelnivået i Living Lab varierer veldig i takt med utendørs trafikkmønster, mens i legesenteret er det et mer eller mindre jevnt nivå. Sett vekk fra lunsjpausen ligger partikkelnivået i Gløshaugen Legesenter for det meste godt under 1000 partikler/cm³, mens det i Living Lab varierer fra cirka 2000 til 17-18 000 partikler/cm³. Det observeres et relativt likt mønster for målingene i begge byggene. Instrumentene ble også byttet om slik at de ikke sto i samme bygning begge ukene. Disse faktorene gjør at målingene virker meget troverdige. Målingene viser at maksimumskonsentrasjonene og variasjonene i Living Lab, som er et nullutslippshus, er signifikant mye større enn i et eldre bygg fra 1990, der begge byggene har et effektivt balansert ventilasjonssystem.

7.3 Partikkelkilder og påvirkende faktorer

Konsentrasjonsnivå og variasjon i antall partikler i Living Lab kan ikke knyttes til innendørs kilder fra menneskelig aktivitet ettersom huset ikke var i bruk under måleperioden. Siden resultatene viser høy variasjon av partikkelkonsentrasjon, må dette derfor knyttes til partikkelgenererende kilder utendørs i nærheten av bygget. Den største og viktigste kilden er høyst sannsynlig fra trafikken som går bare få meter fra bygget på en ganske trafikkert vei. Dette vises også på flere av grafene for UFP der konsentrasjonen øker i takt med trafikkmønsteret og rushtid.

For å estimere trafikkmønsteret og mengden biler som kjører på veien utenfor Living Lab, er nettjenesten Google Trafikk benyttet. Google Trafikk tar i bruk GPS-data for et stort antall mobiltelefonbrukere i trafikken, og analyserer hastighet, posisjon og retning for å estimere trafikkflyten på trafikkerte veier. Denne tjenesten kan vise den typiske trafikken over hele døgnet for de ulike dagene i uken. Data derfra viser et tydelig mønster med mye trafikk i typiske rushtider rundt klokken 08 og 16. Det viser også at det er ekstra stor pågang i trafikken på tirsdager, og at det er noe roligere på fredager. Dette viser seg å stemme spesielt med målingene av ultrafine partikler. Fra Figur 35 vises det at de høyeste totalkonsentrasjonsnivåene av UFP oftest er generert på tirsdager av alle måledagene som ble utført fra morgenen. Figur 37 viser at de høyeste nivåene av fine partikler genereres på onsdager.

Det er flere større boliger i området ikke langt fra Living Lab. Partikler kan komme fra biobrenselovner og vedfyring i disse husene. Opptenningen i vedovner ville mest sannsynlig startet etter at folk har kommet hjem fra jobb, og blitt avsluttet i 21-tiden. Dette kan stemme med tidsrommet for forhøyede konsentrasjonsnivåer av fine partikler i Living Lab. Vedfyring genererer høye nivåer av $PM_{2.5}$, og dette kan derfor være en grunn til at nivået for fine partikler stiger så voldsomt om kvelden. Det er også lab og verksted lokalisert i nabobygget tilhørende NTNU som kan være en kilde til partikler. En annen mulig kilde til utendørs generering av partikler kan være større biler som måker snø, soper og/eller salter. Kanskje det er en rutine at slike biler passerer denne veien til samme tid.

Legesenteret har en høy grad av menneskelig aktivitet fra pasienter og sykepleiere hele dagen. På pauserommet er det også et kjøkken, og det er derfor stor sannsynlighet for at både matlagning, bespisning og tilstedeværelse av mange mennesker har generert høye konsentrasjoner av ultrafine partikler ved denne tiden - mellom klokken 12 og 13. Selv om døren sto åpen mellom venterommet og pauserommet der instrumentet var plassert, var det ikke noe stort utslag i resultatene og nivået forble lavt gjennom hele dagen - med unntak av i lunsjpausen.

I et legesenter stilles det strenge krav til ventilasjon, luftkvalitet, inneklime og renhold. Måleresultatene fra Gløshaugen Legesenter som ligger på lave og jevne konsentrasjonsnivåer av UFP, bekrefter at dette sannsynligvis er godt ivaretatt i bygget. Det ser ut til at ventilasjonssystemet fungerer godt og opererer med riktige luftmengder i forhold

til partikulær forurensning innendørs. I Living Lab kunne det virke som om renholdet ikke var like godt til tider, selv om det vaskes en gang i uken og besøkende i bygget bruker skotrekk. Flere ganger var det synlig mye støv og jord som var blitt dratt med inn utenfra som vist på gulv og overflater. Dette kan ha bidratt til konsentrasjonsnivået og variasjoner ved oppvirvling av partikler.

Partikler kan kun komme inn i Living Lab gjennom infiltrasjon i bygningskroppen og/eller fra luftforsyningen gjennom ventilasjonsanleggets AHU. Påvirkende faktorer for det varierende partikkelnivået i Living Lab kan blant annet være lekkasjer og utettheter i bygningsmassen, men dette skal i utgangspunktet ikke skje i en slik type bygning. Opphopningen av partikler som illustreres ved det stigende I/O-forholdet, kan tyde på at avtrekkssystemet ikke fungerte optimalt i måleperioden.

En faktor som er verdt å nevne er at filtrene i ventilasjonsanlegget muligens ikke har fungert optimalt av en eller annen grunn, og/eller at det var for lenge siden det hadde vært byttet. Det kan være at filtrene ikke var godt nok tilpasset, at det var lekkasjer rundt filtrene, eller at de ikke var satt inn på rett måte. Det er også stor sannsynlighet for at filtertypen ikke har fungert godt nok for utskilling av de minste partiklenes ettersom det er et finfilter. Produsenten av filteret anbefaler å bytte denne typen, platefilter F7, hvert halvår for å opprettholde effekten for utskilling av fine partikler. Ansvarlige for bygget kunne fortelle at da målingene ble foretatt, var det 1 år og 2 måneder siden siste filterbytte. Det ble installert nye filtre i Living Lab rett etter partikkelmålingene, og det er foretatt målinger som skal undersøke variasjon av partikkelnivå før og etter skifte av filtre i ventilasjonssystemet. Disse resultatene er ikke vist i denne rapporten.

7.4 Usikkerheter

Det har oppstått flere faktorer underveis i utførelsen av målingene som skaper usikkerheter i forhold til resultatene.

Dette gjelder spesielt for instrumentene som ble brukt for sammenligning av innendørs og utendørs nivå målt med Nanoscan 3910 inne i Living Lab og CPC 3007 i ventilasjonsanleggets inntakskanal med friskluft. Begge instrumentene viser den samme trenden på sammenligningsforsøket i Figur 20, men CPC 3007 måler drøyt 1000 (med et cirka gjennomsnitt på 1270) flere partikler/cm³ enn Nanoscan 3910 når de er plassert ved siden av hverandre i måleforsøket. Ettersom det ikke er kjent hvilket instrument som måler mest korrekt, går det ikke an å avgjøre hvilken av grafene som skal forskyves opp eller ned. Det er derfor knyttet usikkerhet til disse resultatene. Det rettes mest tiltro til Nanoscan 3910 som anses for å måle mest nøyaktig av de to instrumentene, men det ble valgt å ikke forskyve utendørskonstrasjonen 1270 partikler /cm³ lavere da dette kun blir en antagelse.

Under perioden med partikkelmålinger ble bygget også brukt av andre for undersøkelser av forskjellige varmekilder under ulike forhold som blant annet gulvvarme og oppvarming med luft. Samtidig som målingene pågikk, ble det også utført forsøk av andre der persiennene både var nede foran alle vinduene og noen der persiennene var trukket opp. Disse faktorene kan ha hatt innvirkning på oppvirvling og oppførsel til partiklene. Sammenligningen mellom nivået av partikler i Living Lab og forurensningsnivået i Elgesetergate kan også være litt unøyaktig og skape usikkerhet siden forurensningsnivået sannsynligvis ikke er helt likt i Richard Birkelands vei, gaten mellom Living Lab og Gløshaugen Legesenter, som i Elgesetergate - en av de mest trafikkerte gatene i Trondheim.

Samtlige av målingene som er utført med Nanoscan 3910 viser et svært høyt konsentrasjonsnivå på starten av målingene som synker gradvis, og de slutter ofte med en brå kurve på slutten av målingene som går opp i en høy topp før de stuper ned til null. Dette skjer når målingen avslutter ved at alkoholen i kolben er brukt opp. Den signifikante økningen på slutten av hver måling gjelder ved alle tider på døgnet. Derimot ble målingene som overlapper mellom dag og natt stoppet og skrudd på før alkoholnivået rakk å bli tomt, og resultatene fra dette vises ikke disse toppene. Det kan derfor virke som om alkoholnivået i kolben gir utslag ved at konsentrasjonsnivået økes i resultatene både når det nylig er fylt på, og spesielt når det begynner å gå tomt for alkohol.

Påfylling av alkohol på instrumentene Nanoscan 3910 og CPC 3007 kan ha gjort at målingene ikke har blitt like konsekvente og korrekte som de ville vært hvis de fikk gå kontinuerlig over flere døgn i strekk uten å bli rørt slik som Pegasor kunne måle. I tillegg var det en utfordring å tilrettelegge for at målingene ble startet til samme tidspunkt hver dag før rushtiden begynte, for å få med eventuell variasjon av antall partikler når trafikknivået var høyest.

I og med at det ikke var noen tilstede i nærheten av instrumentene under målingene, kan andre feilkilder også ha vært tilstede uten at det var kjent. Det gikk derfor ikke an å ha full kontroll på alt som kan ha skjedd i byggene.

8 Konklusjon

Ideelt sett skal ingen partikler komme fra infiltrasjon i de mest energieffektive og isolerte bygningene, og forurensninger vil da kun komme fra innendørs kilder. Resultatene fra målingene av fine og ultrafine partikler i nullutslippshuset Living Lab var derfor ikke som forventet på forhånd. De viser at det i stor grad er høye nivåer og store variasjoner av partikkel nummerkonsentrasjoner for både fine og ultrafine partikler gjennom ukedagene og tid på døgnet, selv om bygget var uten menneskelig aktivitet og partikkelgenererende innendørs kilder.

Gjennomsnitt, minimumsverdi og maksimumsverdi av alle målingene viser en tendens til at dagene med høyest konsentrasjonsnivå av ultrafine partikler med størrelse 0,01–1,0 μm inne i Living Lab, har et lavt nivå av fine partikler med størrelse 0,3–10 μm . På dagene med høyest konsentrasjonsnivå av fine partikler inne i Living Lab, viser måleverdiene det motsatte - altså et lavt nivå av ultrafine partikler samme dag. Det er uvisst hvorfor dette er tilfelle. Forholdet mellom innendørs og utendørs partikkelkonsentrasjon antyder også at ultrafine partikler akkumulerer i bygningen med en jevnt stigende verdi over hele dagen. Gjennomsnittet av forholdet viser en verdi på under 1 tidlig om morgenen, og når en maksimumsverdi på cirka 3,5 om kvelden. Dette anses som en svært høy verdi i forhold til tidligere målinger utført i ulike typer bygg. Det ble ikke funnet korrelasjon mellom ultrafine partikler innendørs i Living Lab og værdata, og det viste seg at utendørs NO_2 -nivå ikke var en god indikator for å sammenligne med innendørs konsentrasjon av ultrafine partikler.

De store innendørs dagsvariasjonene og nivåene gjaldt spesielt for ultrafine partikler. Det er et stort spenn i måleresultatene, og det finnes ingen normal profil for hvordan ultrafine partikler varierer i løpet av dagen. Forhøyde konsentrasjonsnivåer varierer i takt med både utendørs forurensningsnivå og trafikkmønsteret i mange av målingene, men det kan ikke konkluderes med at en spesiell kilde forårsaker variasjonene i Living Lab. Resultatene viser imidlertid at utendørs kilder høyst sannsynlig har en innvirkning på konsentrasjon av både fine og ultrafine partikler innendørs.

Konsentrasjonsnivået og dagsvariasjonen av fine partikler innendørs i Living Lab har signifikant korrelasjon med forurensningsnivået av $\text{PM}_{2.5}$ utendørs i Elgesetergate i Trondheim. Måleresultatene viste at dagene med høyest $\text{PM}_{2.5}$ -nivå utendørs, var også dagene med høyest nivå av fine partikler innendørs. Gjennomsnitt og maksimumskonsentrasjon av innendørs fine partikler var i tillegg negativt korrelert med gjennomsnittstemperatur og minimumstemperatur. Dette kan tyde på at finfraksjonen innendørs påvirkes av utetemperatur og øker i konsentrasjon på kalde dager. Samtlige av måleresultatene viser at nivået av antall partikler stiger voldsomt på kveldstid rundt klokken 21, men det er uvisst hvorfor dette skjer. En forklaring kan være generering av fine partikler fra blant annet vedfyring i husene nær Living Lab. Resultatene fra partikkelmålingene av finfraksjonen tilsier at det sannsynligvis er relativt lett for fine partikler med størrelse 0,3–10 μm å trenge inn i Living Lab.

Hovedkonklusjonen som trekkes fra oppgavens resultater, er at nivåene for konsentrasjon av ultrafine partikler ligger svært mye høyere i Living Lab enn i tradisjonelle bygg. Dette gjelder både for en tidligere studie der partikkelmålinger er utført i et eldre bygg med naturlig ventilasjon i Elgesetergate i Trondheim, og for målingene utført i denne studien som sammenlignet to bygg med ulik standard på samme lokasjon. I begge tilfeller er partikkelnivået mange ganger høyere, samt med større variasjonsnivå i nullutslippshuset Living Lab.

Målingene i denne studien viser et mønster av svært forhøyede partikkelnivåer i Living Lab. Basert på disse resultatene kan det se ut til at energieffektive hus med tykk isolasjon kan gå på bekostning av et helsemessig inneklima i form av høy partikulær forurensning innendørs. Dette er viktig å rette oppmerksomhet mot når det fremover skal prosjekteres nye energieffektive bygg.

9 Videre arbeid

I fremtiden vil det være både viktig og spennende å fortsette undersøkelser av inneklima knyttet til partikler i energieffektive bygninger videre.

Det er allerede satt i gang målinger i Living Lab som skal undersøke om det er forskjell i innendørs partikkelnivå før og etter skifte av filtrene i ventilasjonsanleggets AHU. Partikkelnivået på begge sider av varmegjenvinneren og filteret skal måles før filtrene skiftes ut, etter skifte av avtrekksfilteret, etter skifte av tilluftsfilteret og etter at begge er skiftet for å kartlegge forskjellen. Det skal bli interessant å se om dette ville gitt utslag på resultatene i denne rapporten ettersom det var gått så lang tid over det som var anbefalt for bytte av filter.

Ettersom bidraget fra utendørs kilder nesten blir ubetydelig sammenlignet med innendørs kilder er det behov for å studere generering av partikler med ulik størrelse fra innendørs kilder nærmere i energieffektive bygg. Ettersom det er svært høy grad av isolasjon vil ventilasjonsanlegget være helt avgjørende for å få ut partiklene som genereres innendørs. Det vil være interessant å undersøke distribusjon av partikler fra innendørs forurensningskilder som for eksempel vedfyring, matlaging og brenning av stearinlys, og detektere hvilken effekt disse kildene har på partikkel nummerkonsentrasjon. Dette kunne også vist hvilke partikkelstørrelser som dominerer fra ulike kilder, hvordan partiklene beveger seg i rommene og fordeler seg i bygget, og ikke minst hvor lang tid det tar før det høye nivået vil senkes til normalt etter at kilden er slukket eller avslått. Forholdene vil sannsynligvis gjøre at partikulær forurensning oppfører seg annerledes i et høyisolert bygg med moderne teknologi og ventilasjon enn i et eldre konvensjonelt bygg med naturlig ventilasjon og mer infiltrasjon.

For å forbedre studier som angår partikler i innemiljø kan det være fordelaktig å inkludere målinger av støvbelastning på gulv og andre flater. Egenskaper til beboere, som antall personer, alder, hygiene, tid brukt hjemme, rengjøringsfrekvens og lignende er også faktorer som bør tas i betraktning. Det kan også være interessant å studere forskjeller i innendørs partikkelkonsentrasjon knyttet til beboernes holdninger, for eksempel med personer som er mer og mindre miljøbevisste og personer med god og dårlig kunnskap om energieffektive hus, partikler og inneklima.

De ulike komponentene i fine og ultrafine partikler og hva det er som påvirker menneskers helse krever nærmere etterforskning. Sammenhenger mellom negative helseeffekter og varighet/grad av eksponering for partikler er et tema det er rettet mye fokus på for tiden og noe som er svært viktig å forske på videre.

Referanser

- ABT, E., SUH, H. H., CATALANO, P. & KOUTRAKIS, P. 2000. Relative Contribution of Outdoor and Indoor Particle Sources to Indoor Concentrations. *Environmental Science & Technology*, 34, 3579-3587.
- ARBEIDSTILSYNET 2008. Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske og biologiske forurensninger i arbeidsatmosfæren. *Orientering, best.nr. 450*.
- ASTMA- OG ALLERGIFORBUNDET. *Støv og svevestøv* [Online]. NAAF. Available: <http://www.inneklima.com/index.asp?document=20> [Accessed 16. desember 2016].
- ATKINSON, R. W., FULLER, G. W., ANDERSON, H. R., HARRISON, R. M. & ARMSTRONG, B. 2010. Urban ambient particle metrics and health: a time-series analysis. *Epidemiology*, 21, 501-11.
- BAKKE, J. V. 2014. *Fagartikkel inneklima: Nye og gamle boliger - har vi/får vi nok luft?* [Online]. Available: <http://www.vvsaktuelt.no/fagartikkel-inneklima-nye-og-gamle-boliger-har-vi-far-vi-nok-luft-64676/nyhet.html> [Accessed 7. desember 2016].
- BALDACCI, S., MAIO, S., CERRAI, S., SARNO, G., BAÏZ, N., SIMONI, M., ANNESI-MAESANO, I. & VIEGI, G. 2015. Allergy and asthma: Effects of the exposure to particulate matter and biological allergens. *Respiratory Medicine*, 109, 1089-1104.
- BEESON, W. L., ABBEY, D. E. & KNUTSEN, S. F. 1998. Long-term concentrations of ambient air pollutants and incident lung cancer in California adults: results from the AHSMOG study. Adventist Health Study on Smog. *Environmental health perspectives*, 106, 813.
- BERNSTEIN, J. A., ALEXIS, N., BACCHUS, H., BERNSTEIN, I. L., FRITZ, P., HORNER, E., LI, N., MASON, S., NEL, A., OULLETTE, J., REIJULA, K., REPONEN, T., SELTZER, J., SMITH, A. & TARLO, S. M. 2008. The health effects of non-industrial indoor air pollution. *J Allergy Clin Immunol*, 121, 585-91.
- BODIN, G. E. *Forurensning og kreft* [Online]. Kreftforeningen. Available: <https://kreftforeningen.no/forebygging/andre-mulige-risikofaktorer/luftforurensning-og-kreft/> [Accessed 15. mai 2017].
- BROWN, J. S., GORDON, T., PRICE, O. & ASGHARIAN, B. 2013. Thoracic and respirable particle definitions for human health risk assessment. *Part Fibre Toxicol*, 10, 12.
- BROWN, J. S., ZEMAN, K. L. & BENNETT, W. D. 2002. Ultrafine particle deposition and clearance in the healthy and obstructed lung. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 166, 1240-1247.
- BRUNEKREEF, B. & HOLGATE, S. T. 2002. Air pollution and health. *The Lancet*, 360, 1233-1242.
- CHAO, C. Y., WAN, M. & CHENG, E. C. 2003. Penetration coefficient and deposition rate as a function of particle size in non-smoking naturally ventilated residences. *Atmospheric Environment*, 37, 4233-4241.
- CHEN, C. & ZHAO, B. 2011. Review of relationship between indoor and outdoor particles: I/O ratio, infiltration factor and penetration factor. *Atmospheric Environment*, 45, 275-288.

- CHEN, R., HU, B., LIU, Y., XU, J., YANG, G., XU, D. & CHEN, C. 2016. Beyond PM2.5: The role of ultrafine particles on adverse health effects of air pollution. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - General Subjects*, 1860, 2844-2855.
- CHRISTENSEN, A. 2015. *Lev i et laboratorium* [Online]. Available: <http://forskning.no/arkitektur-miljoteknologi/2015/08/lev-i-et-laboratorium> [Accessed 4. februar 2017].
- CORREIA, A. W., POPE, C. A., DOCKERY, D. W., WANG, Y., EZZATI, M. & DOMINICI, F. 2013. The Effect of Air Pollution Control on Life Expectancy in the United States: An Analysis of 545 US counties for the period 2000 to 2007. *Epidemiology*, 24, 23-31.
- DAVIS, B. & HENDERSON, J. 2009. *Prøvetaking av helsefarlige kjemikalier - en innføring*, OHlearning.com.
- DERBEZ, M., BERTHINEAU, B., COCHET, V., LETHROSNE, M., PIGNON, C., RIBERON, J. & KIRCHNER, S. 2014a. Indoor air quality and comfort in seven newly built, energy-efficient houses in France. *Building and Environment*, 72, 173-187.
- DERBEZ, M., BERTHINEAU, B., COCHET, V., PIGNON, C., RIBÉRON, J., WYART, G., MANDIN, C. & KIRCHNER, S. 2014b. A 3-year follow-up of indoor air quality and comfort in two energy-efficient houses. *Building and Environment*, 82, 288-299.
- DONALDSON, K., STONE, V., CLOUTER, A., RENWICK, L. & MACNEE, W. 2001. Ultrafine particles. *Occupational and environmental medicine*, 58, 211-216.
- FANG, Y., NAIK, V., HOROWITZ, L. W. & MAUZERALL, D. L. 2013. Air pollution and associated human mortality: the role of air pollutant emissions, climate change and methane concentration increases from the preindustrial period to present. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 1377-1394.
- FINOCCHIARO LUCA, GOIA FRANCESCO, GRYNNING STEINAR & ARILD, G. 2014. The ZEB Living Lab: a multi-purpose experimental facility. *Expert Meeting, April 14-16th 2014*. Ghend University - Belgium.
- FISK, W. J. & ROSENFELD, A. H. 1997. Estimates of Improved Productivity and Health from Better Indoor Environments. *Indoor Air*, 7, 158-172.
- FOLKEHELSEINSTITUTTET 2015. Anbefalte faglige normer for inneklima.
- FRANCK, U., HERBARTH, O., WEHNER, B., WIEDENSOHLER, A. & MANJARREZ, M. 2003. How do the indoor size distributions of airborne submicron and ultrafine particles in the absence of significant indoor sources depend on outdoor distributions? *Indoor Air*, 13, 174-181.
- FRANCK, U., ODEH, S., WIEDENSOHLER, A., WEHNER, B. & HERBARTH, O. 2011. The effect of particle size on cardiovascular disorders--the smaller the worse. *Sci Total Environ*, 409, 4217-21.
- FROMME, H., TWARDILLA, D., DIETRICH, S., HEITMANN, D., SCHIERL, R., LIEBL, B. & RÜDEN, H. 2007. Particulate matter in the indoor air of classrooms—exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmospheric Environment*, 41, 854-866.

- GAO, J., JIAN, Y., CAO, C., CHEN, L. & ZHANG, X. 2015. Indoor emission, dispersion and exposure of total particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons during cooking. *Atmospheric Environment*, 120, 191-199.
- GENS, A., HURLEY, J. F., TUOMISTO, J. T. & FRIEDRICH, R. 2014. Health impacts due to personal exposure to fine particles caused by insulation of residential buildings in Europe. *Atmospheric Environment*, 84, 213-221.
- HASSELAAR, E. 2008. Health risk associated with passive houses: An exploration. *Indoor Air 2008, 17-22 August 2008, Copenhagen, Denmark - Paper ID: 689*. Delft University of Technology, The Netherlands
- 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.
- HOLØS, S. B., MALTHA, M. M. & BERGE, M. 2013. Helse og inneklima i passivhusboliger. In: SINTEF FAG (ed.) *Forskningsbehov, risiko og muligheter*.
- HU, T., SINGER, B. C. & LOGUE, J. M. 2012. Compilation of Published PM_{2.5} Emission Rates for Cooking, Candles and Incense for Use in Modeling of Exposures in Residences. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA (US).
- IBALD-MULLI, A., WICHMANN, H. E., KREYLING, W. & PETERS, A. 2002. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *J Aerosol Med*, 15, 189-201.
- JAMRISKA, M. 2004. *Modeling of Indoor Particle Concentration*, Wiley-VCH, Weinheim, Germany.
- JOHANSSON, C., NORMAN, M. & GIDHAGEN, L. 2007. Spatial & temporal variations of PM₁₀ and particle number concentrations in urban air. *Environmental Monitoring and Assessment*, 127, 477-487.
- JUSTO-ALONSO, M., CAO, G. & MATHISEN, H. M. 2016. Field measurements of indoor particle matter concentrations affected by indoor occupants.
- KAROTTKI, D. G., BEKÖ, G., CLAUSEN, G., MADSEN, A. M., ANDERSEN, Z. J., MASSLING, A., KETZEL, M., ELLERMANN, T., LUND, R., SIGSGAARD, T., MØLLER, P. & LOFT, S. 2014. Cardiovascular and lung function in relation to outdoor and indoor exposure to fine and ultrafine particulate matter in middle-aged subjects. *Environment International*, 73, 372-381.
- KELLY, F. J. & FUSSELL, J. C. 2012. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504-526.
- KIM, K.-H., KABIR, E. & KABIR, S. 2015. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143.
- KREWSKI, D. 2009. Evaluating the Effects of Ambient Air Pollution on Life Expectancy. *New England Journal of Medicine*, 360, 413-415.
- KUMAR, P., SKOULOUDIS, A. N., BELL, M., VIANA, M., CAROTTA, M. C., BISKOS, G. & MORAWSKA, L. 2016. Real-time sensors for indoor air monitoring and challenges

- ahead in deploying them to urban buildings. *Science of The Total Environment*, 560–561, 150-159.
- LIU, D.-L. & NAZAROFF, W. W. 2001. Modeling pollutant penetration across building envelopes. *Atmospheric Environment*, 35, 4451-4462.
- LONG, C. M., SUH, H. H., CATALANO, P. J. & KOUTRAKIS, P. 2001. Using time-and size-resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behavior. *Environmental Science & Technology*, 35, 2089-2099.
- LONG, C. M., SUH, H. H. & KOUTRAKIS, P. 2000. Characterization of Indoor Particle Sources Using Continuous Mass and Size Monitors. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50, 1236-1250.
- MACNEE, W. & DONALDSON, K. 2003. Mechanism of lung injury caused by PM10 and ultrafine particles with special reference to COPD. *Eur Respir J Suppl*, 40, 47s-51s.
- MAJEWSKI, W. A. & BURTSCHER, H. 2013. *Measurement of Ambient Diesel Aerosol* [Online]. Available: https://www.dieselnet.com/tech/measure_air.php [Accessed 5. desember 2016].
- MAMO FUFA, S., DAHL SCHLANBUSCH, R., SØRNES, K., INMAN, M. & ANDRESEN, I. 2016. A Norwegian ZEB Definition Guideline. *ZEB Project report 29*.
- MATHIESEN, M. 2004. *Indoor dust and hot surface contact: Biological effects in vitro of heated dust and heat-generated emissions*. Doktoravhandling ved NTNU, 1503-8181; 2004:13.
- MATSON, U. 2005. Indoor and outdoor concentrations of ultrafine particles in some Scandinavian rural and urban areas. *Science of The Total Environment*, 343, 169-176.
- MCGILL, G., QIN, M. & OYEDELE, L. 2014. A Case Study Investigation of Indoor Air Quality in UK Passivhaus Dwellings. *Energy Procedia*, 62, 190-199.
- MEIER, R., SCHINDLER, C., EEFTEENS, M., AGUILERA, I., DUCRET-STICH, R. E., INEICHEN, A., DAVEY, M., PHULERIA, H. C., PROBST-HENSCH, N., TSAI, M.-Y. & KÜNZLI, N. 2015. Modeling indoor air pollution of outdoor origin in homes of SAPALDIA subjects in Switzerland. *Environment International*, 82, 85-91.
- MEISTER, K., JOHANSSON, C. & FORSBERG, B. 2012. Estimated short-term effects of coarse particles on daily mortality in Stockholm, Sweden. *Environ Health Perspect*, 120, 431-6.
- MENDELL, M. J. 2014. Developing evidence-based prescriptive ventilation rate standards for commercial buildings in California: a proposed framework.
- MONN, C. 2001. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric environment*, 35, 1-32.
- MORAWSKA, L., RISTOVSKI, Z., JAYARATNE, E. R., KEOGH, D. U. & LING, X. 2008. Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure. *Atmospheric Environment*, 42, 8113-8138.

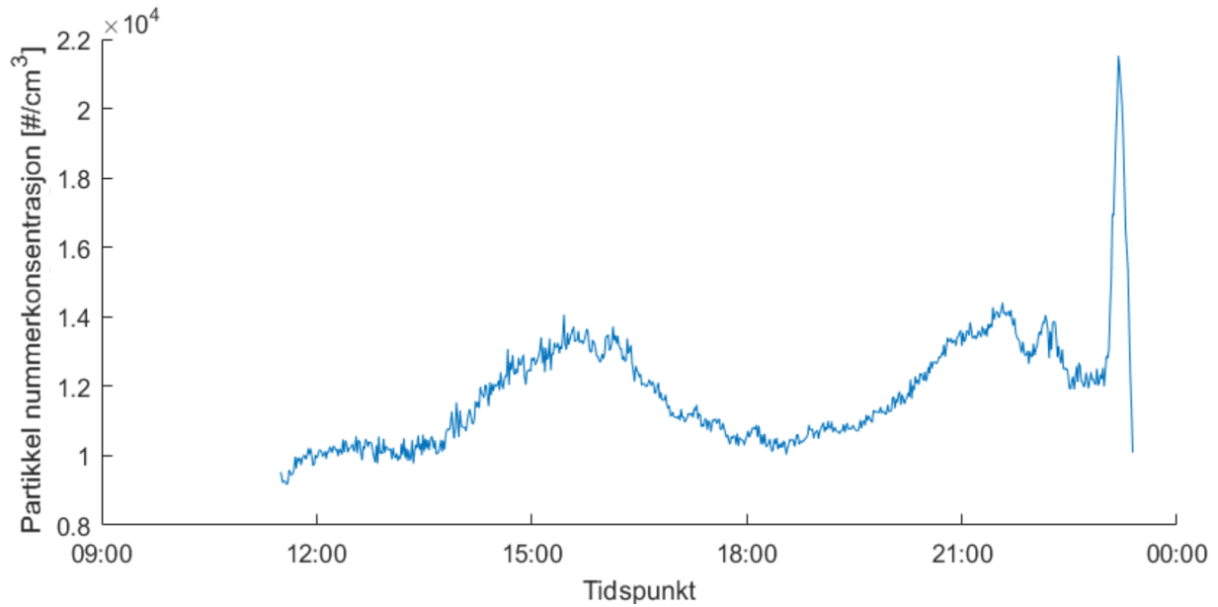
- MORAWSKA, L. & SALTHAMMER, T. 2006. *Indoor Environment: Airborn Particles and Settled Dust*, Weinheim: Wiley Verlag & Co.
- MOSLEY, R., GREENWELL, D., SPARKS, L., GUO, Z., TUCKER, W., FORTMANN, R. & WHITFIELD, C. 2001. Penetration of ambient fine particles into the indoor environment. *Aerosol Science & Technology*, 34, 127-136.
- NAZAROFF, W. W. 2004. Indoor particle dynamics. *Indoor Air*, 14, 175-183.
- NEMMAR, A., HOET, P. M., VANQUICKENBORNE, B., DINSDALE, D., THOMEER, M., HOYLAERTS, M., VANBILLOEN, H., MORTELMANS, L. & NEMERY, B. 2002. Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*, 105, 411-414.
- NIH. *Bronchi, Bronchial Tree, & Lungs* [Online]. Available: <https://training.seer.cancer.gov/anatomy/respiratory/passages/bronchi.html> [Accessed 5. desember 2016].
- NILSSON, P. E. 2003. *Achieving the desired indoor climate*, Studentlitteratur AB.
- NILU. *Luftkvalitet.info* [Online]. Available: <http://www.luftkvalitet.info/home.aspx> [Accessed 10. mai 2017].
- NTNU 2016. Lecture in TEP 4245 HVAC Engineering.
- OTT, W. R. & SIEGMANN, H. C. 2006. Using multiple continuous fine particle monitors to characterize tobacco, incense, candle, cooking, wood burning, and vehicular sources in indoor, outdoor, and in-transit settings. *Atmospheric Environment*, 40, 821-843.
- PEGASOR & COORSTEK 2016. Pegasor AQTM Indoor Air Quality Monitor Operating Manual. 2.0.
- PÉREZ-LOMBARD, L., ORTIZ, J. & POUT, C. 2008. A review on buildings energy consumption information. *Energy and Buildings*, 40, 394-398.
- POPE, C. A. I., EZZATI, M. & DOCKERY, D. W. 2009. Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. *New England Journal of Medicine*, 360, 376-386.
- POPE III, C. A., BURNETT, R. T., THUN, M. J., CALLE, E. E., KREWSKI, D., ITO, K. & THURSTON, G. D. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama*, 287, 1132-1141.
- PÖSCHL, U. 2005. Atmospheric Aerosols: Composition, Transformation, Climate and Health Effects. *Angewandte Chemie International Edition*, 44, 7520-7540.
- RAASCHOU-NIELSEN, O., BEELEN, R., WANG, M., HOEK, G., ANDERSEN, Z. J., HOFFMANN, B., STAFOGGIA, M., SAMOLI, E., WEINMAYR, G., DIMAKOPOULOU, K., NIEUWENHUIJSEN, M., XUN, W. W., FISCHER, P., ERIKSEN, K. T., SØRENSEN, M., TJØNNELAND, A., RICCERI, F., DE HOOGH, K., KEY, T., EEFTENS, M., PEETERS, P. H., BUENO-DE-MESQUITA, H. B., MELIEFSTE, K., OFTEDAL, B., SCHWARZE, P. E., NAFSTAD, P., GALASSI, C., MIGLIORE, E., RANZI, A., CESARONI, G., BADALONI, C., FORASTIERE, F., PENELL, J., DE FAIRE, U., KOREK, M., PEDERSEN, N., ÖSTENSON, C. G., PERSHAGEN, G., FRATIGLIONI, L., CONCIN, H., NAGEL, G., JAENSCH, A., INEICHEN, A., NACCARATI, A., KATSOUULIS, M., TRICHOPOULOU, A., KEUKEN, M., JEDYNSKA, A., KOOTER, I. M., KUKKONEN, J., BRUNEKREEF, B., SOKHI, R. S., KATSOUYANNI, K. & VINEIS, P. 2016.

- Particulate matter air pollution components and risk for lung cancer. *Environment International*, 87, 66-73.
- RUTH, A. & IVERSEN JOKSTAD, C. 2005. *Traffic as a source of indoor particle pollution*. Master thesis, NTNU.
- SEATON, A., GODDEN, D., MACNEE, W. & DONALDSON, K. 1995. Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet*, 345, 176-178.
- SEEHUSEN, J. 2012. *Ingen bryr seg om helseeffekten av klimatiltak* [Online]. Teknisk Ukeblad. Available: <http://www.tu.no/artikler/ingen-bryr-seg-om-helseeffekten-av-klimatiltak/243877> [Accessed 14. desember 2016].
- SJAASTAD, A. K. 2010. *Exposure to cooking fumes during the pan frying of beefsteak under domestic and occupational conditions*.
- SPIŁAK, M. P., FREDERIKSEN, M., KOLARIK, B. & GUNNARSEN, L. 2014. Exposure to ultrafine particles in relation to indoor events and dwelling characteristics. *Building and Environment*, 74, 65-74.
- STABILE, L., FUOCO, F. C. & BUONANNO, G. 2012. Characteristics of particles and black carbon emitted by combustion of incenses, candles and anti-mosquito products. *Building and Environment*, 56, 184-191.
- STABILE, L., JAYARATNE, E. R., BUONANNO, G. & MORAWSKA, L. 2014. Charged particles and cluster ions produced during cooking activities. *Science of The Total Environment*, 497-498, 516-526.
- THATCHER, T. L. & LAYTON, D. W. 1995. Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence. *Atmospheric Environment*, 29, 1487-1497.
- TSI 2002. Model 3007 Condensation Particle Counter. *Operation and service manual*.
- TSI 2013. Optical Particle Sizer Spectrometer Model 3330. *Operation and service manual*.
- TSI 2015. Nanoscan SMPS Nanoparticle Sizer Model 3910. *Operation and service manual*.
- WAHLINA, P., PALMGREN, F. & VAN DINGENEN, R. 2001. Experimental studies of ultrafine particles in streets and the relationship to traffic. *Atmospheric Environment*, 35, S63-S69.
- WALLACE, L. 2006. Indoor Sources of Ultrafine and Accumulation Mode Particles: Size Distributions, Size-Resolved Concentrations, and Source Strengths. *Aerosol Science and Technology*, 40, 348-360.
- WALLACE, L. & OTT, W. 2011. Personal exposure to ultrafine particles. *J Expos Sci Environ Epidemiol*, 21, 20-30.
- WALLNER, P., MUNOZ, U., TAPPLER, P., WANKA, A., KUNDI, M., SHELTON, J. F. & HUTTER, H. P. 2015. Indoor environmental quality in mechanically ventilated, energy-efficient buildings vs. Conventional buildings. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12, 14132-14147.
- WAN, M.-P., WU, C.-L., SZE TO, G.-N., CHAN, T.-C. & CHAO, C. Y. H. 2011. Ultrafine particles, and PM_{2.5} generated from cooking in homes. *Atmospheric Environment*, 45, 6141-6148.

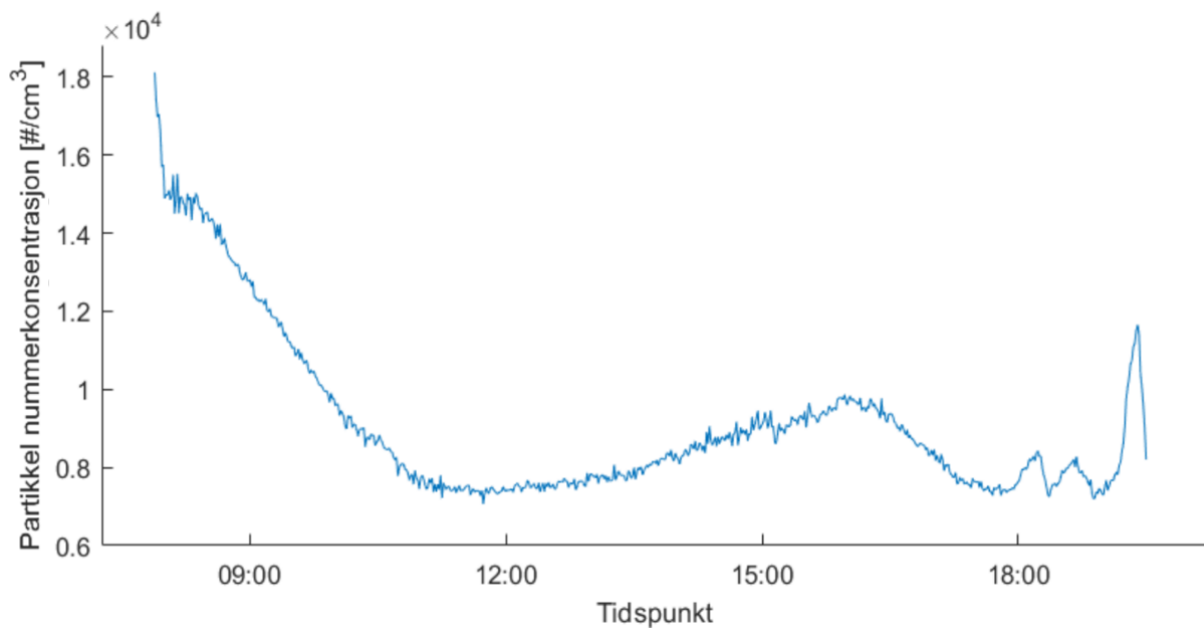
- WICHMANN, H.-E. & PETERS, A. 2000. Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 358, 2751-2769.
- WITSCHI, H. R. & LAST, J. A. (eds.) 2001. *Toxic responses of the respiratory system*, Columbus, OH: McGraw-Hill Professional.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION 2005. Air Quality Guidelines Global Update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide
- WÆRSTAD, M. 2016. Inneklima og partikkelforurensning i lavenergiboliger og mulig helsepåvirkning. *Helse, Miljø og Sikkerhet, Fordypningsprosjekt*.
- ZAULI SAJANI, S., RICCIARDELLI, I., TRENTINI, A., BACCO, D., MACCONE, C., CASTELLAZZI, S., LAURIOLA, P., POLUZZI, V. & HARRISON, R. M. 2015. Spatial and indoor/outdoor gradients in urban concentrations of ultrafine particles and PM_{2.5} mass and chemical components. *Atmospheric Environment*, 103, 307-320.
- ZHU, Y., HINDS, W. C., KRUDYSZ, M., KUHN, T., FROINES, J. & SIOUTAS, C. 2005. Penetration of freeway ultrafine particles into indoor environments. *Journal of Aerosol Science*, 36, 303-322.

Vedlegg 1 Resultater – Nivåer for antall nummerkonsentrasjon av ultrafine partikler (0,01-4,2 μm) målt med Nanoscan 3910 inne i Living Lab

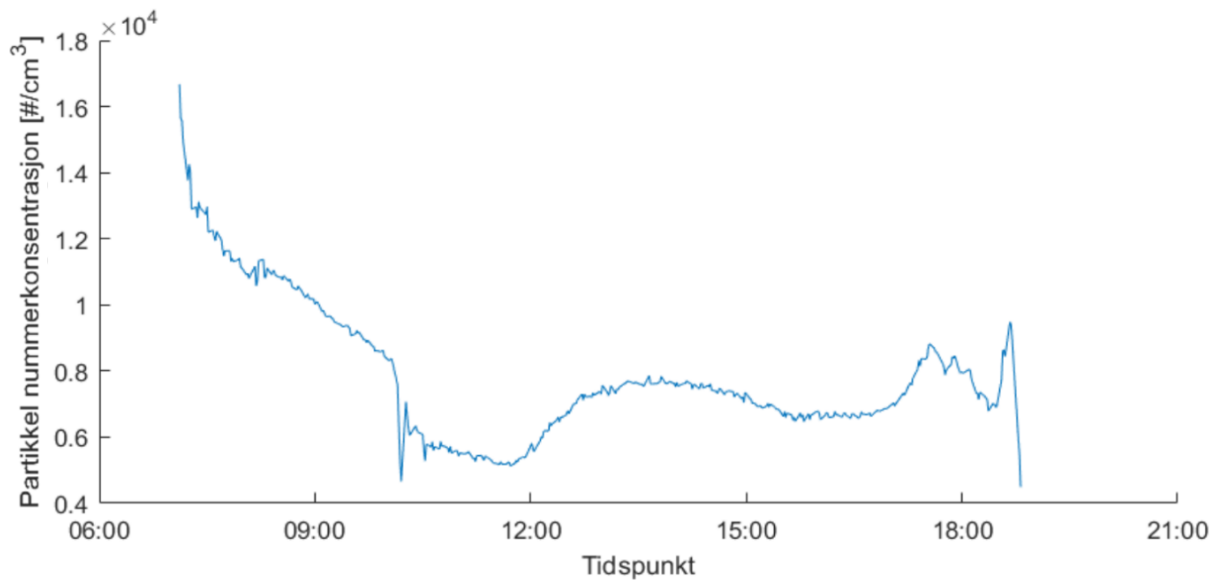
Nanoscan måling 1, mandag 6. februar:



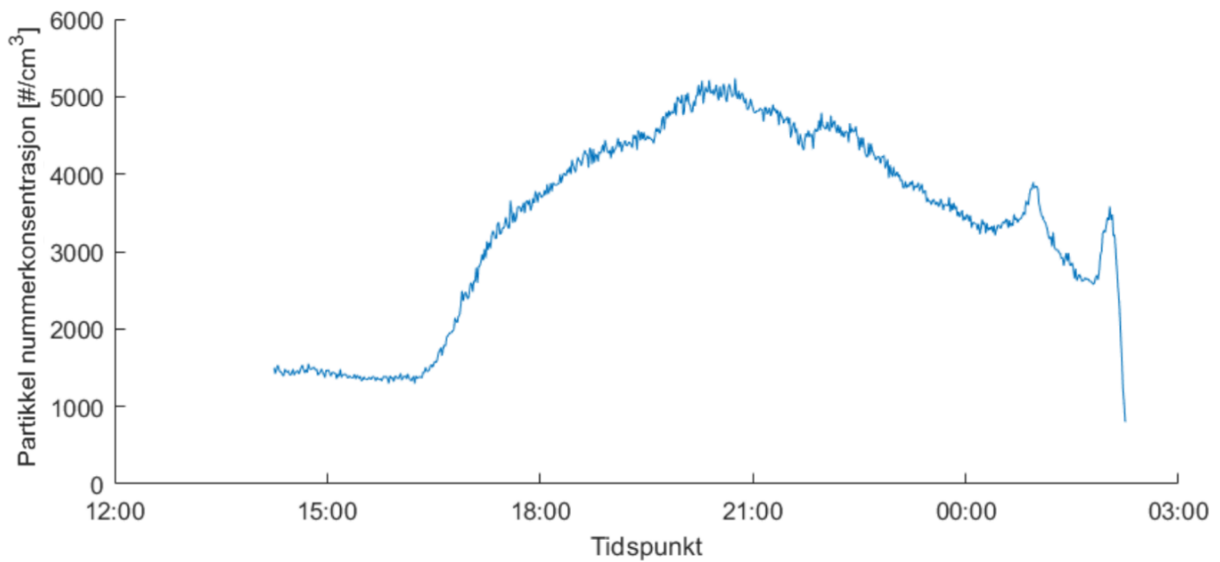
Nanoscan måling 2, tirsdag 7. februar:



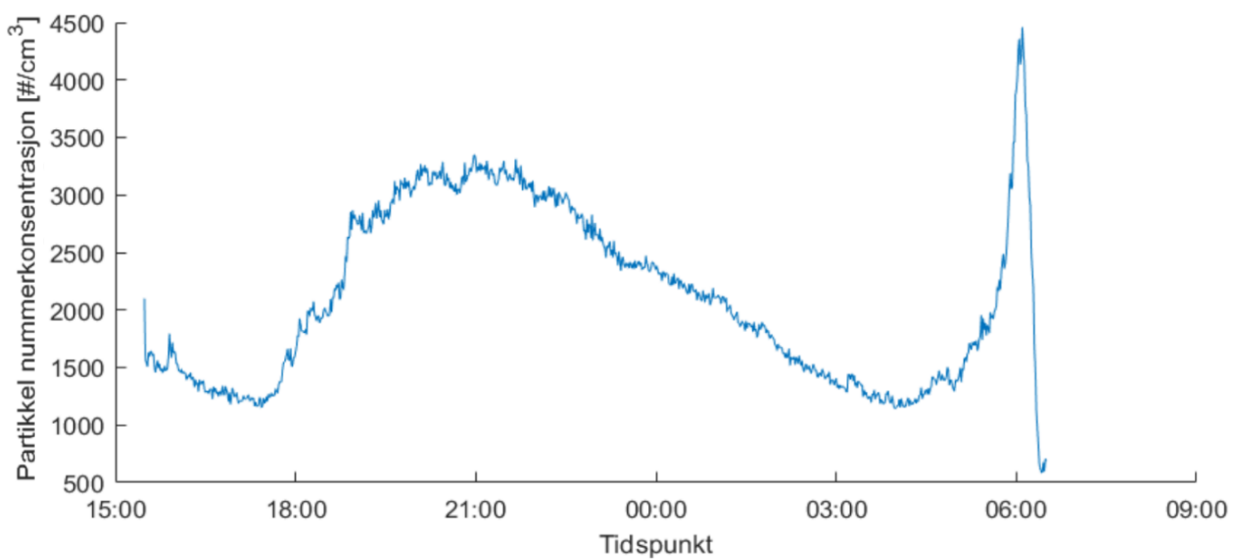
Nanoscan måling 3, onsdag 8. februar (noe rart med målingene):



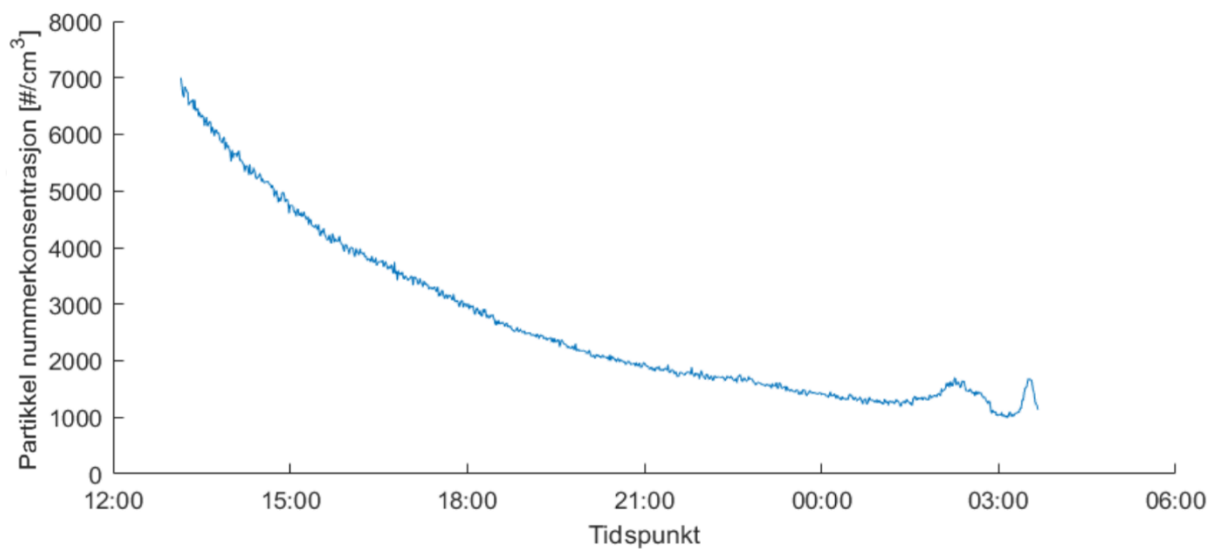
Nanoscan måling 4, torsdag 9. februar:



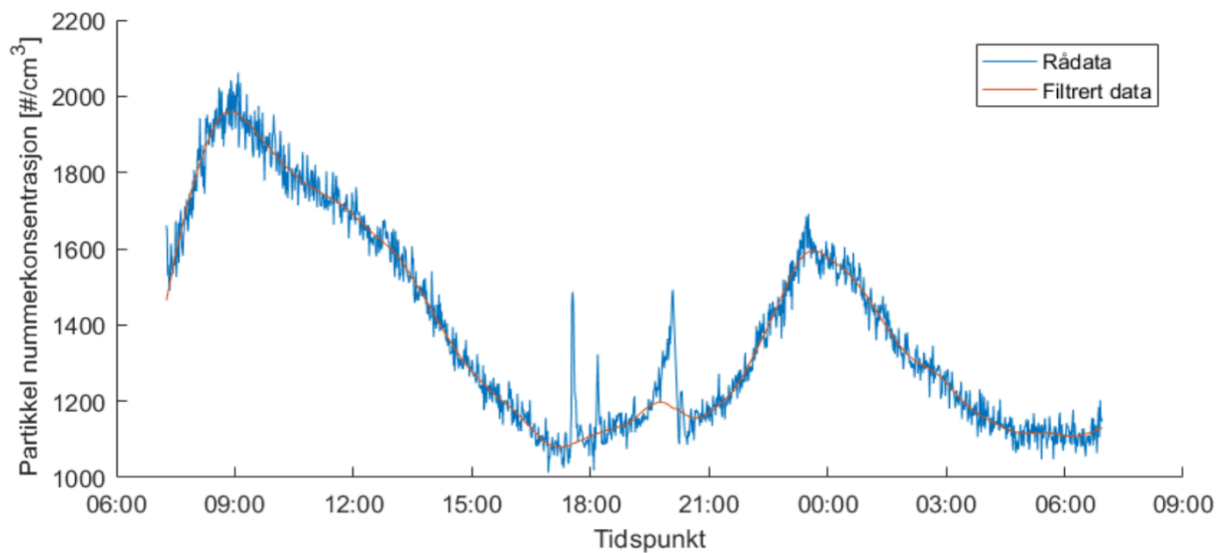
Nanoscan måling 5, mandag 27. februar:



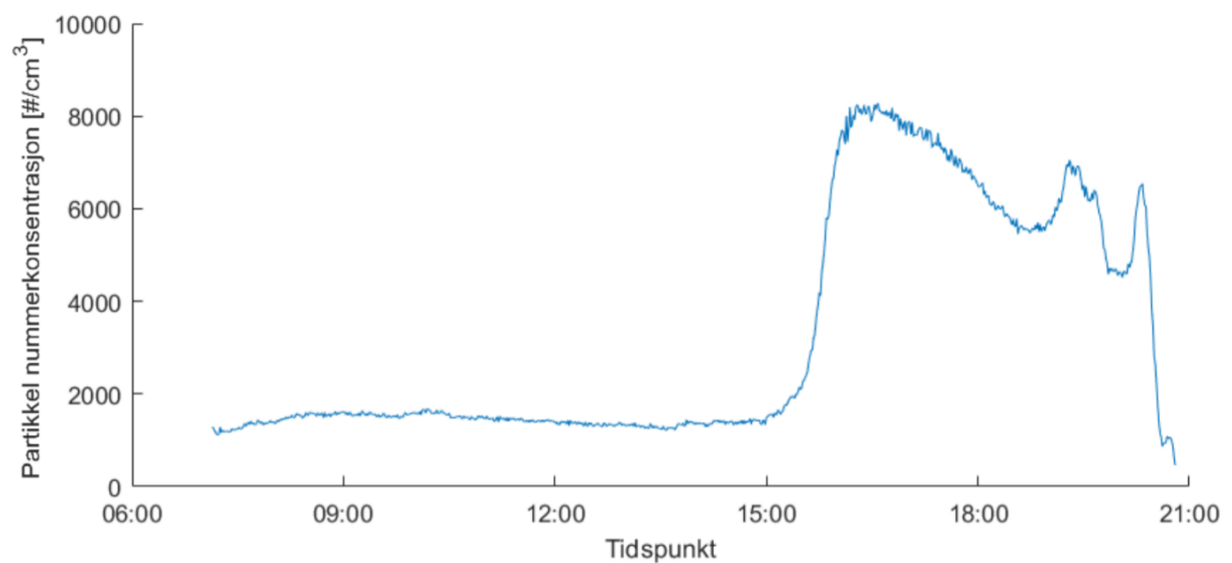
Nanoscan måling 6, tirsdag 28. februar:



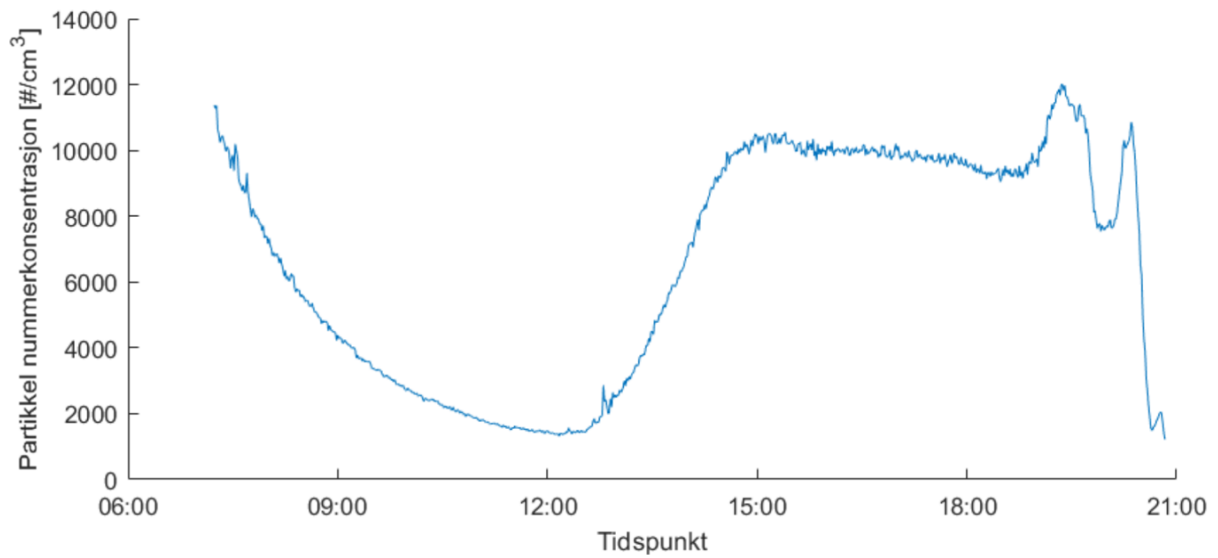
Nanoscan måling 7 og 8, onsdag 1. mars og natt til 2. mars (2 målinger over 1 døgn):



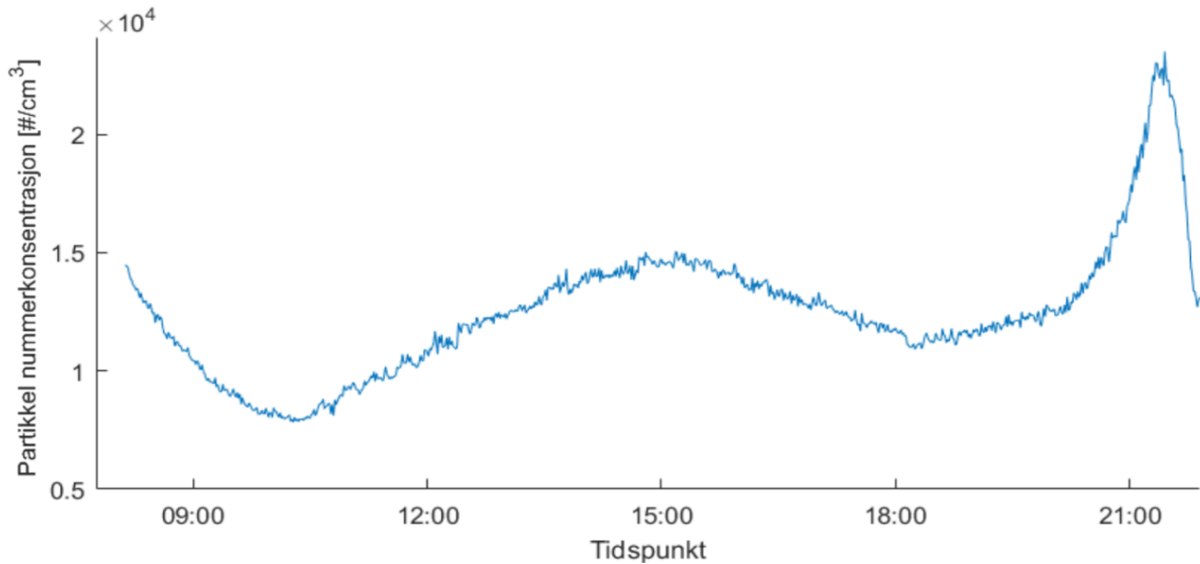
Nanoscan måling 9, torsdag 2. mars:



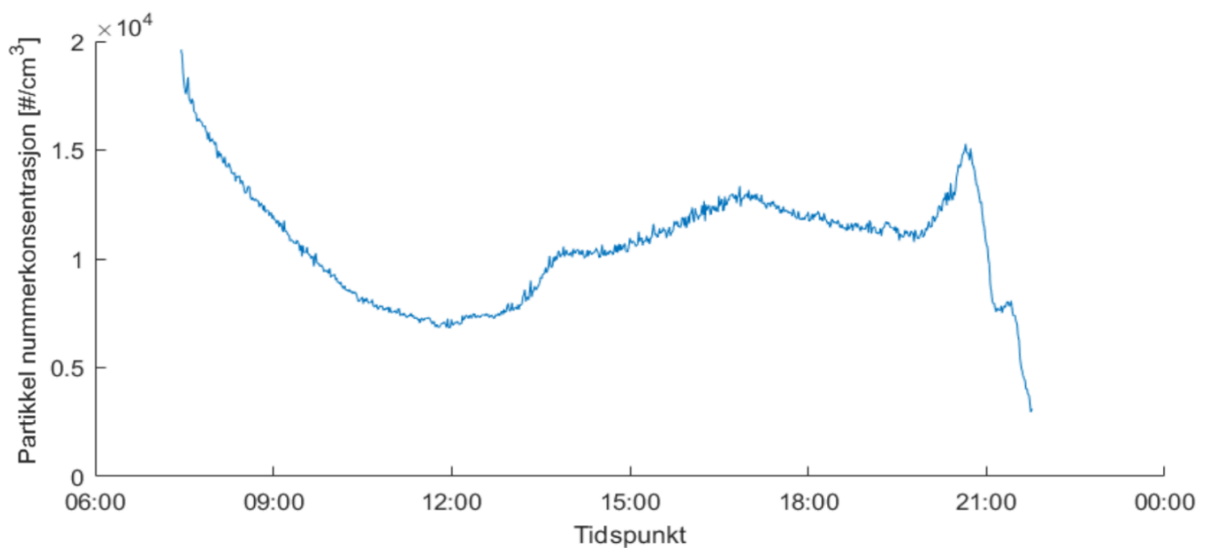
Nanoscan måling 10, fredag 3. mars:



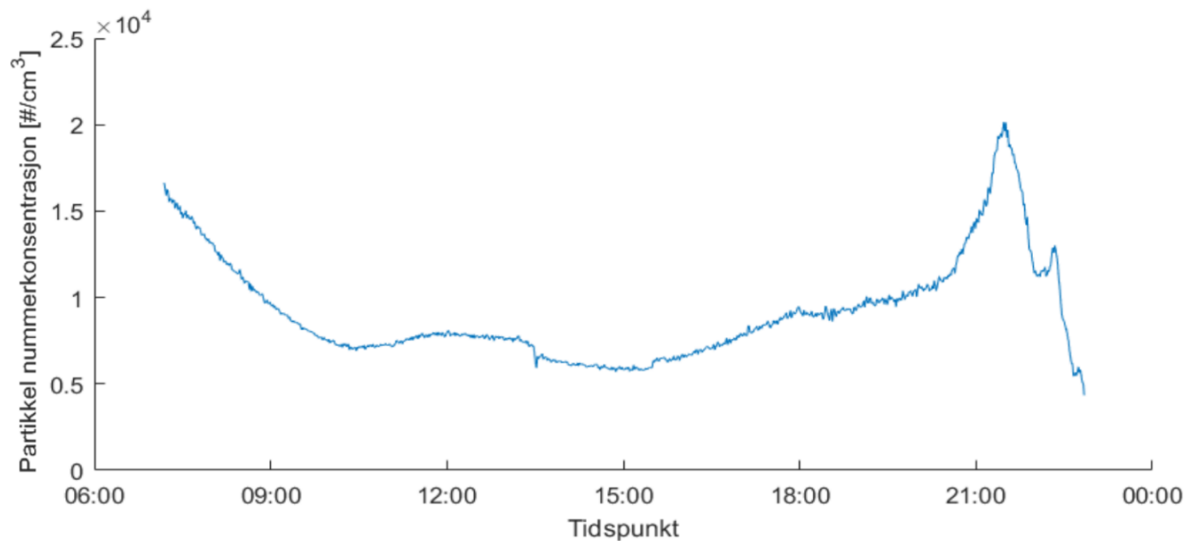
Nanoscan måling 11, tirsdag 21. mars:



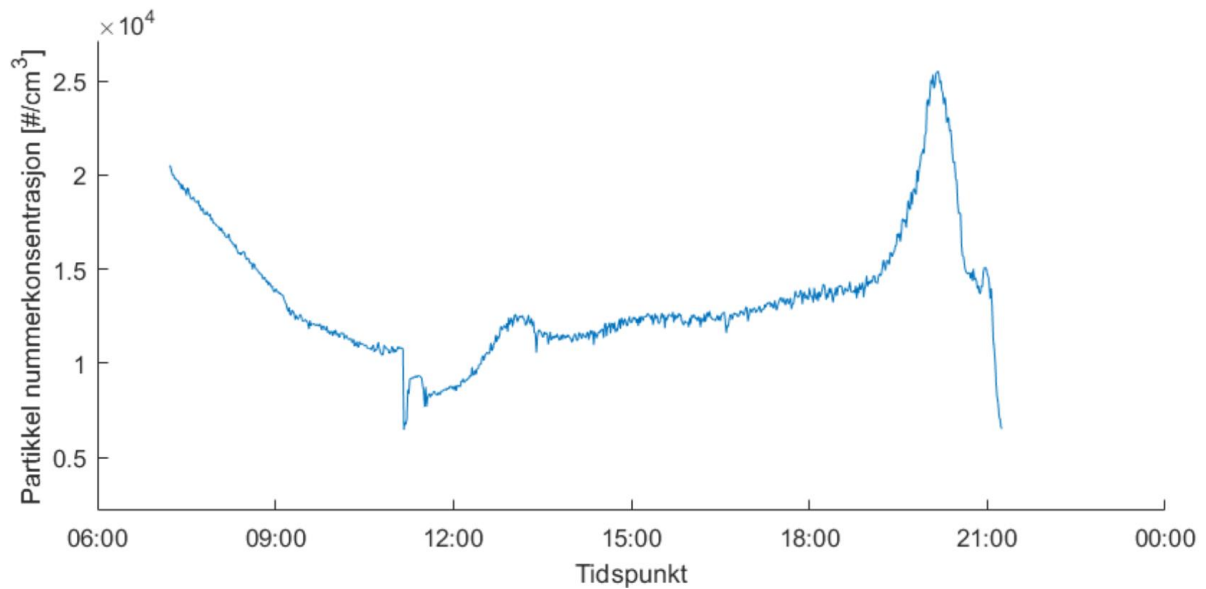
Nanoscan måling 12, torsdag 23. mars:



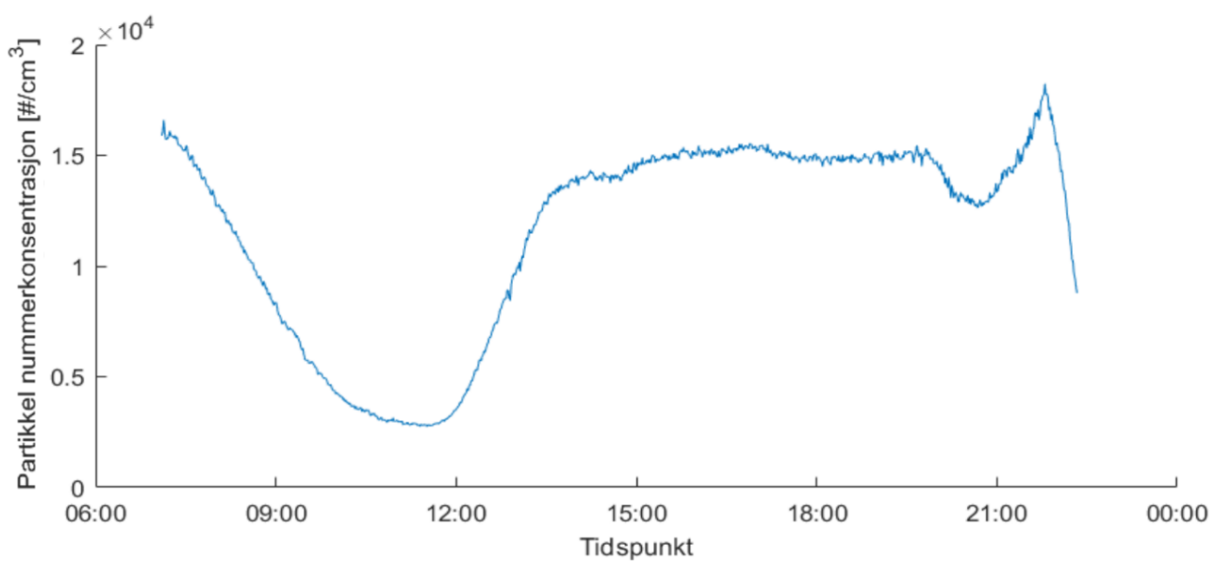
Nanoscan måling 13, fredag 24. mars:



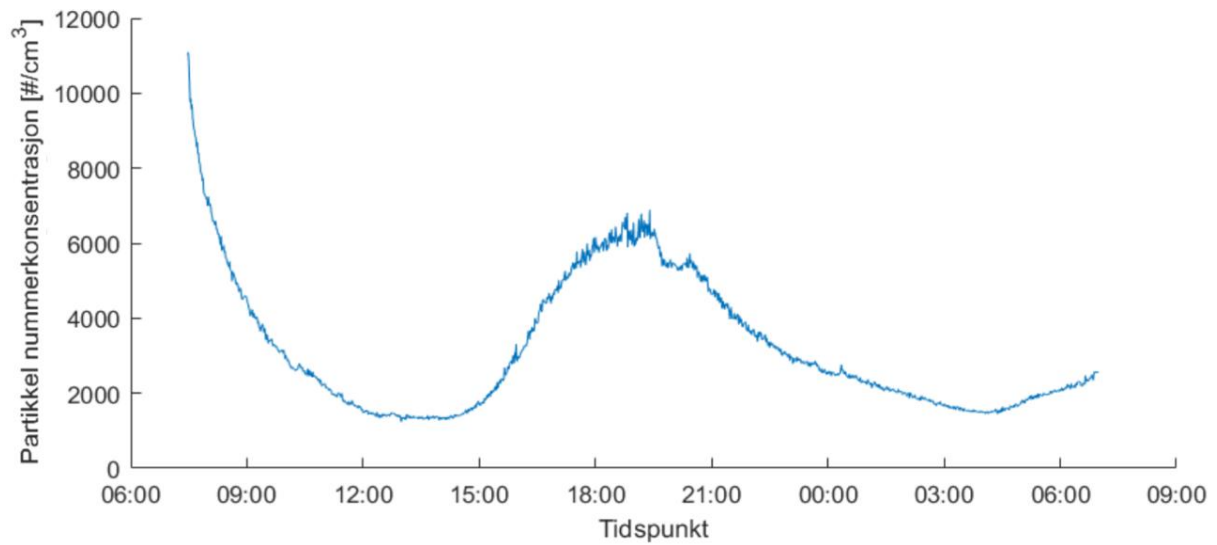
Nanoscan måling 14, tirsdag 28. mars:



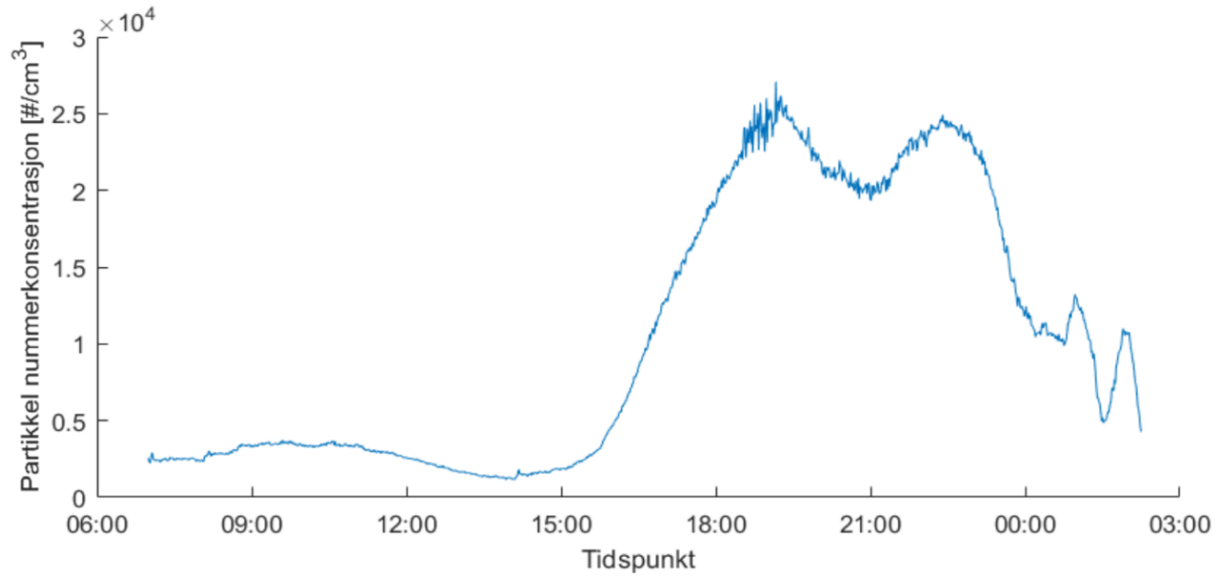
Nanoscan måling 15, onsdag 29. mars:



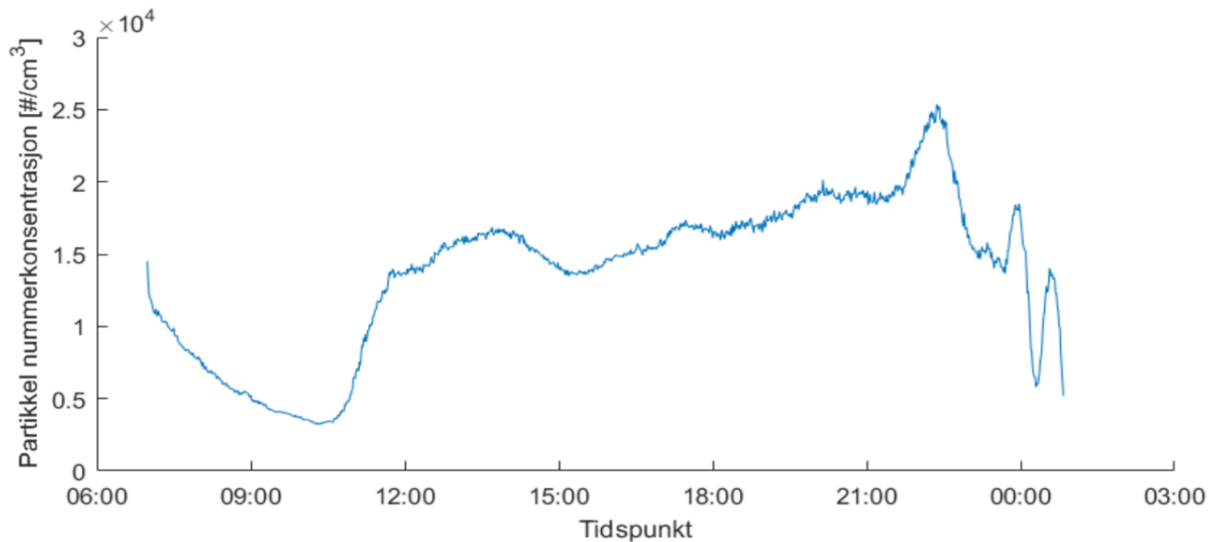
Nanoscan måling 17 og 18, mandag 3. april og natt til 4. april (2 målinger over 1 døgn):



Nanoscan måling 19 tirsdag 4. april:

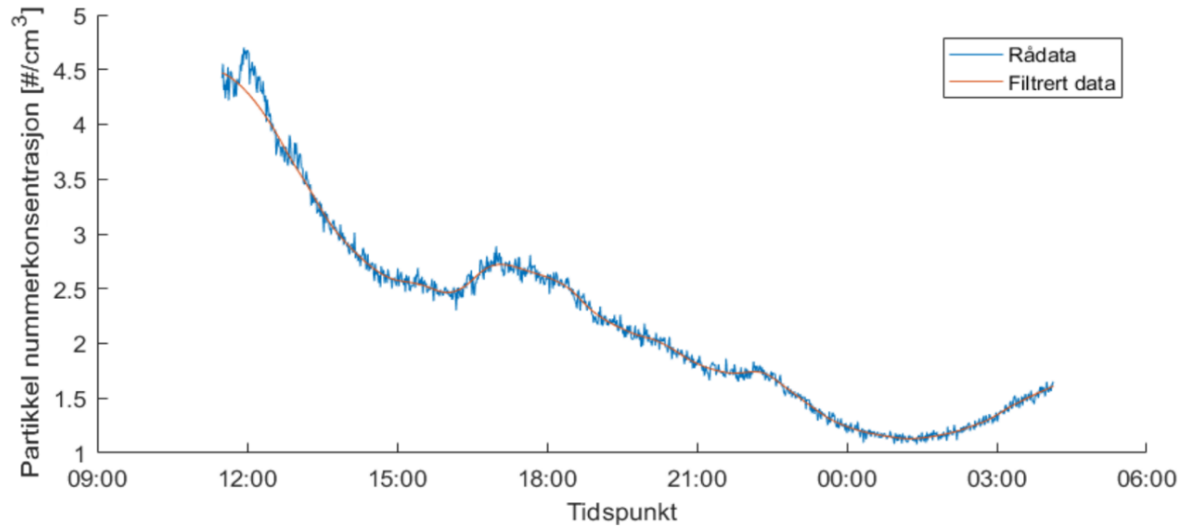


Nanoscan måling 20, onsdag 5. april:

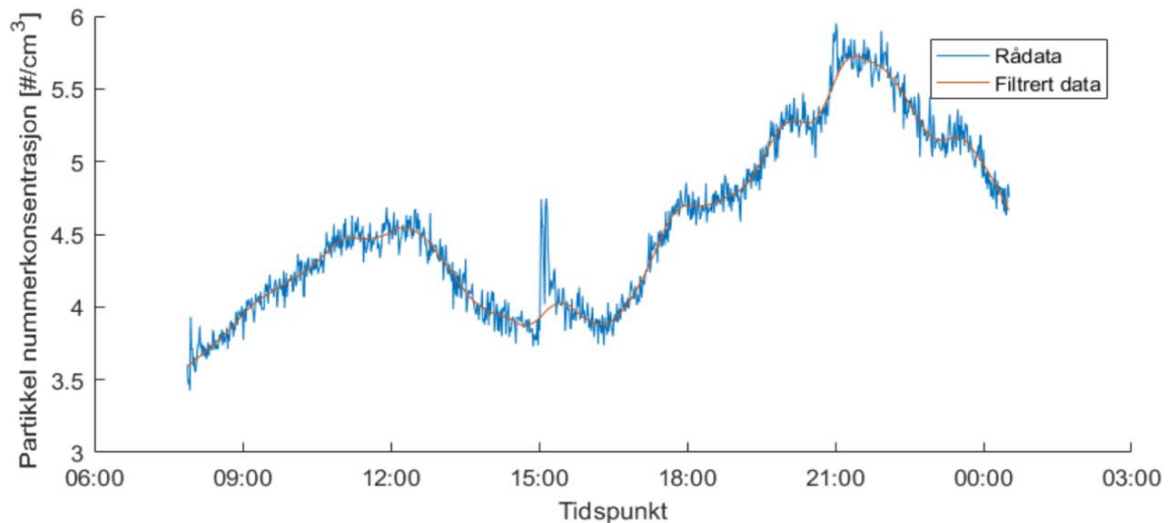


Vedlegg 2 Resultater – Nivåer for antall nummerkonsentrasjon av fine partikler (0,3-10 μm) målt med OPS 3330 inne i Living Lab

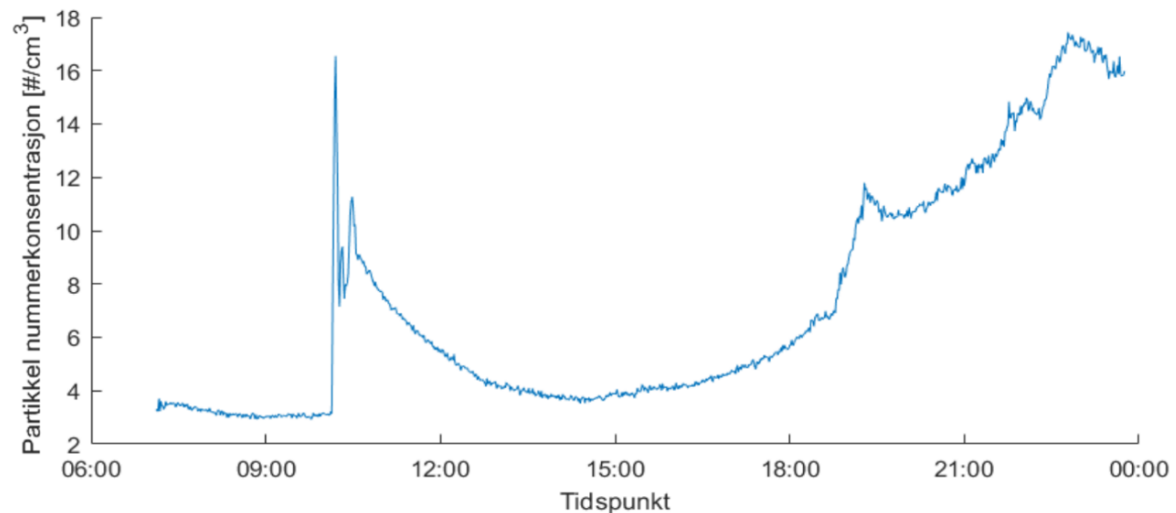
OPS måling 1, mandag 6. februar:



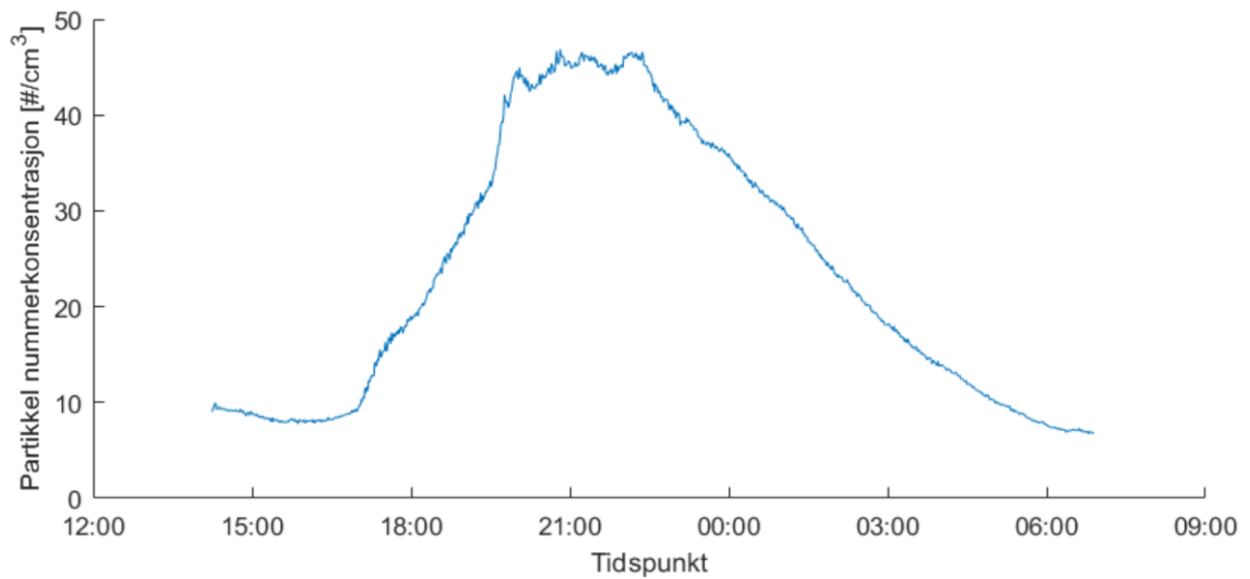
OPS måling 2, tirsdag 7. februar:



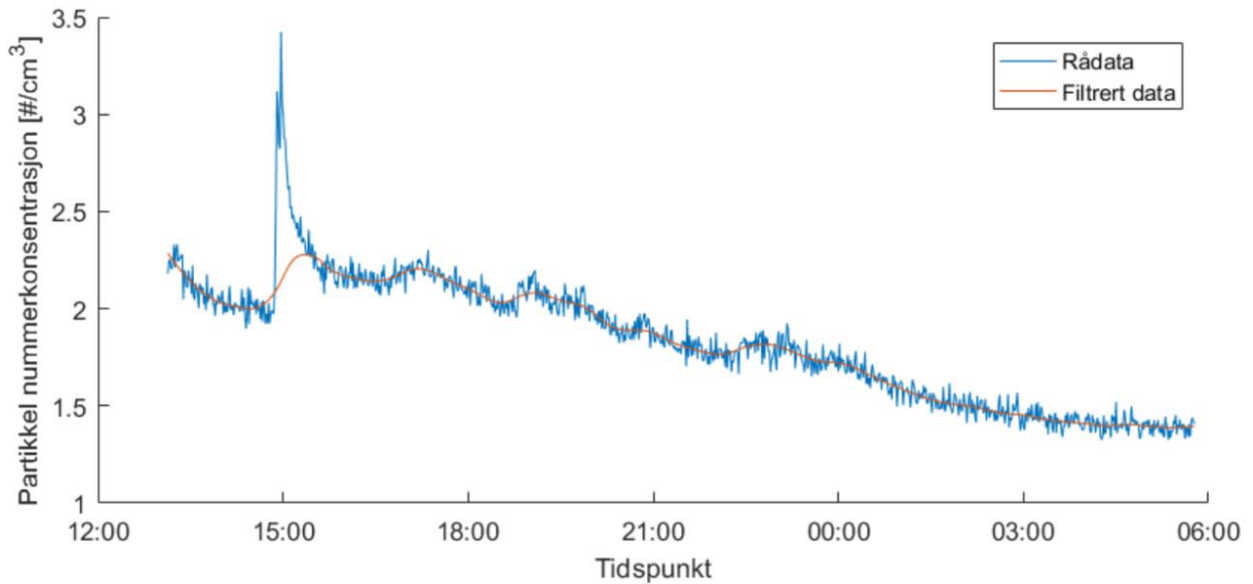
OPS måling 3, onsdag 8. februar:



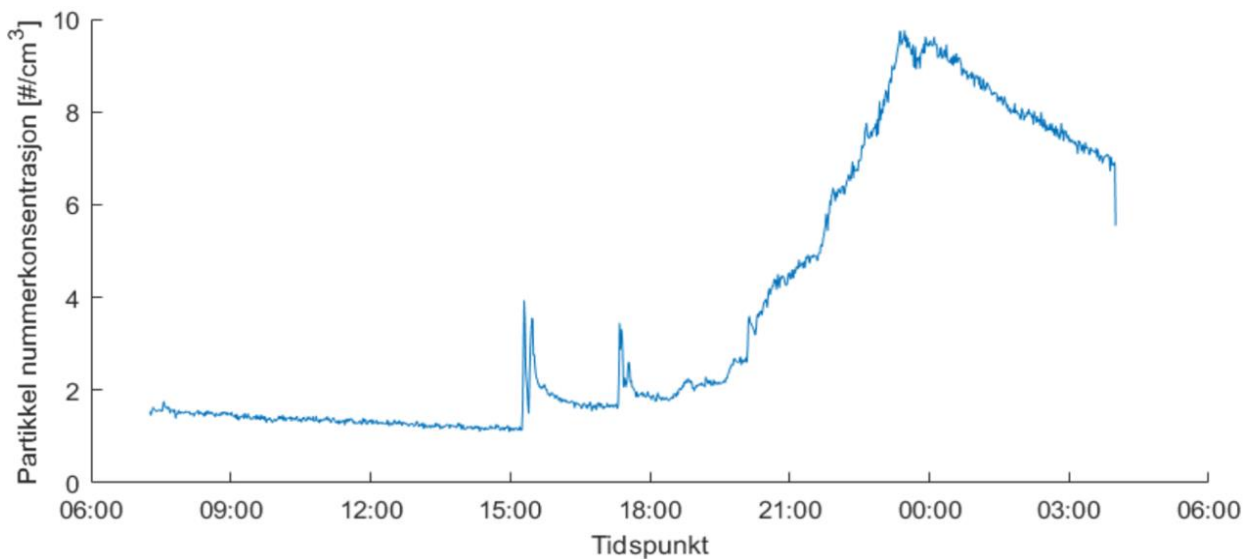
OPS måling 4, torsdag 9. februar:



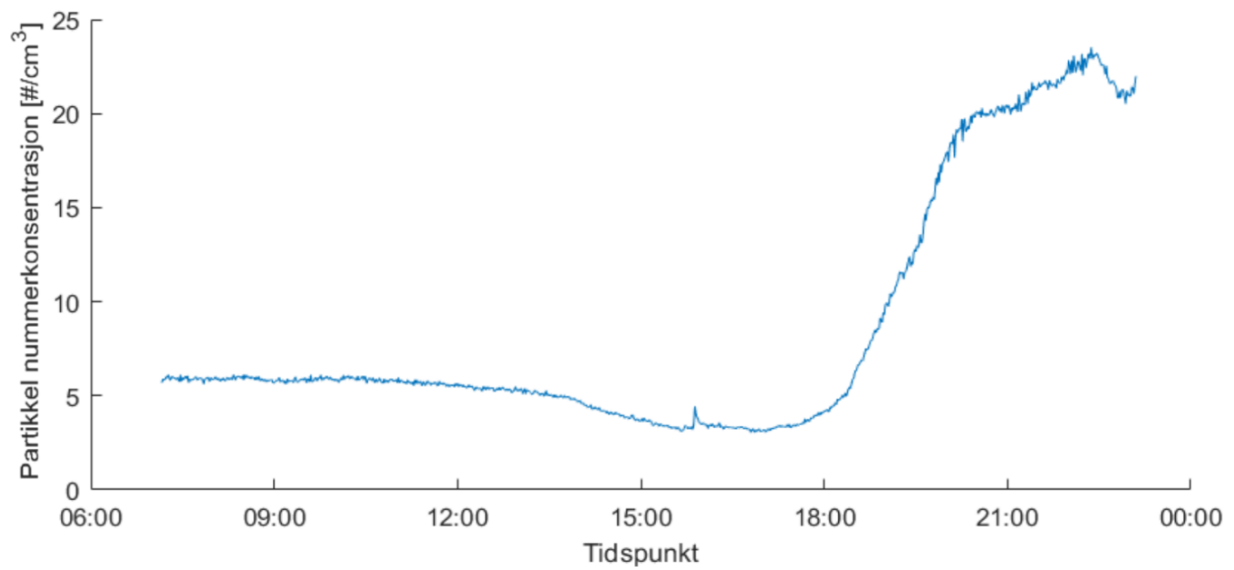
OPS måling 6, tirsdag 28. februar:



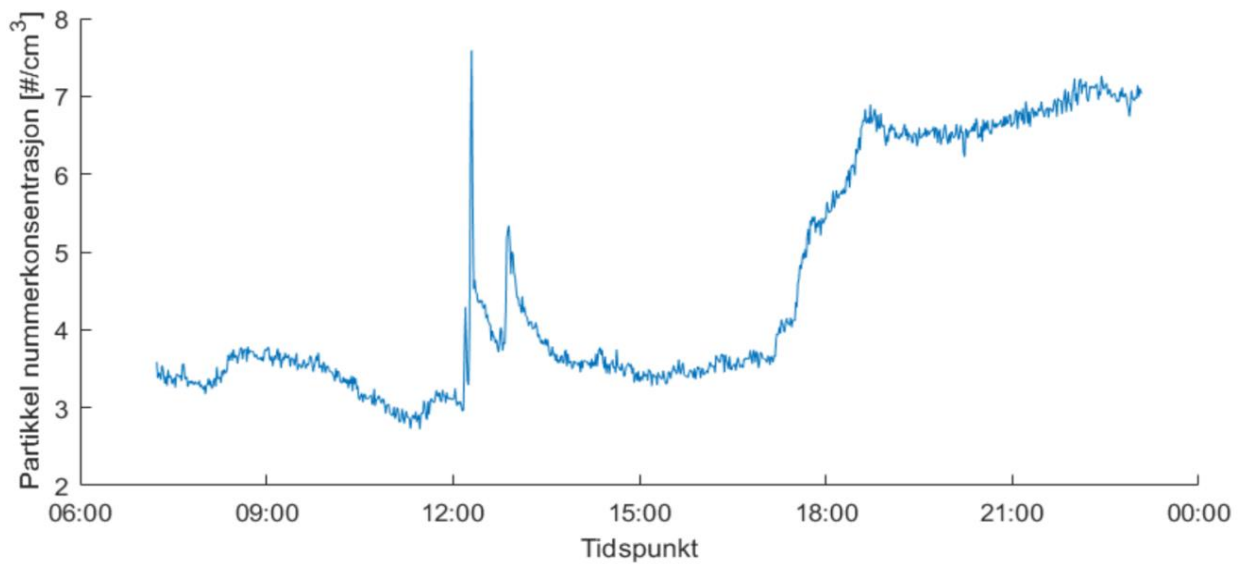
OPS måling 7 og 8, onsdag 1. mars og natt til 2. mars (2 målinger over 1 døgn):



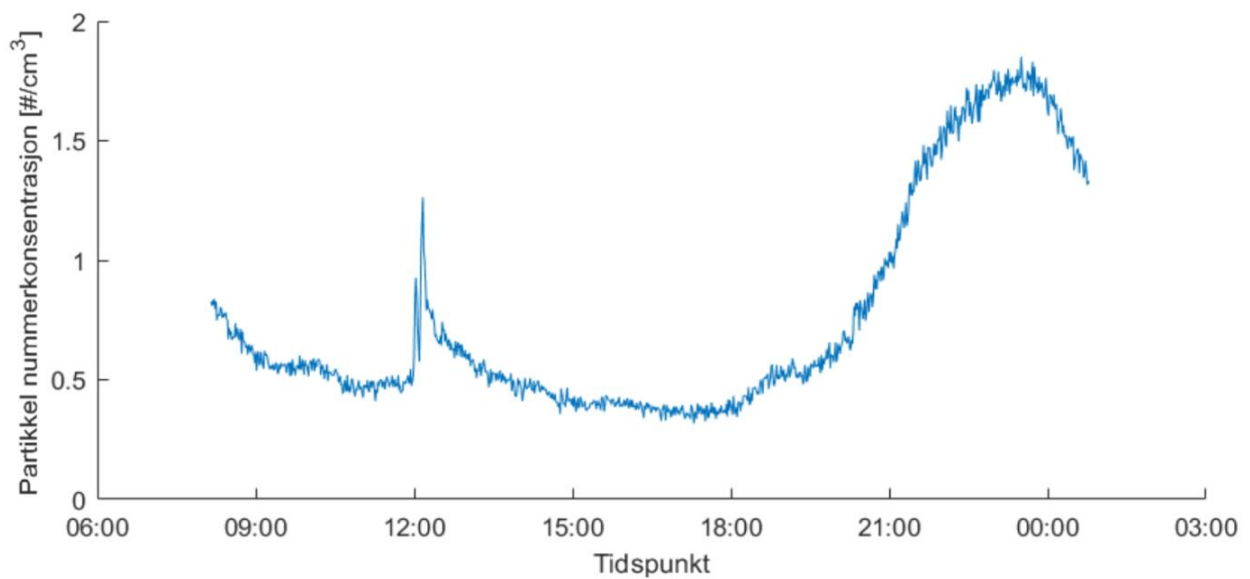
OPS måling 9, torsdag 2. mars:



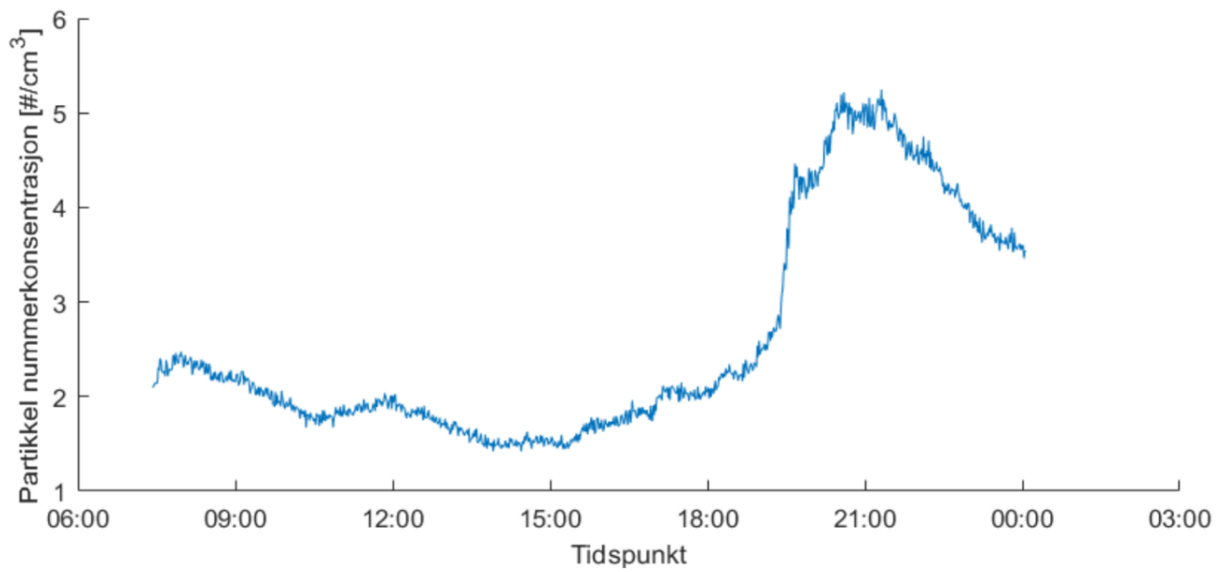
OPS måling 10, fredag 3. mars:



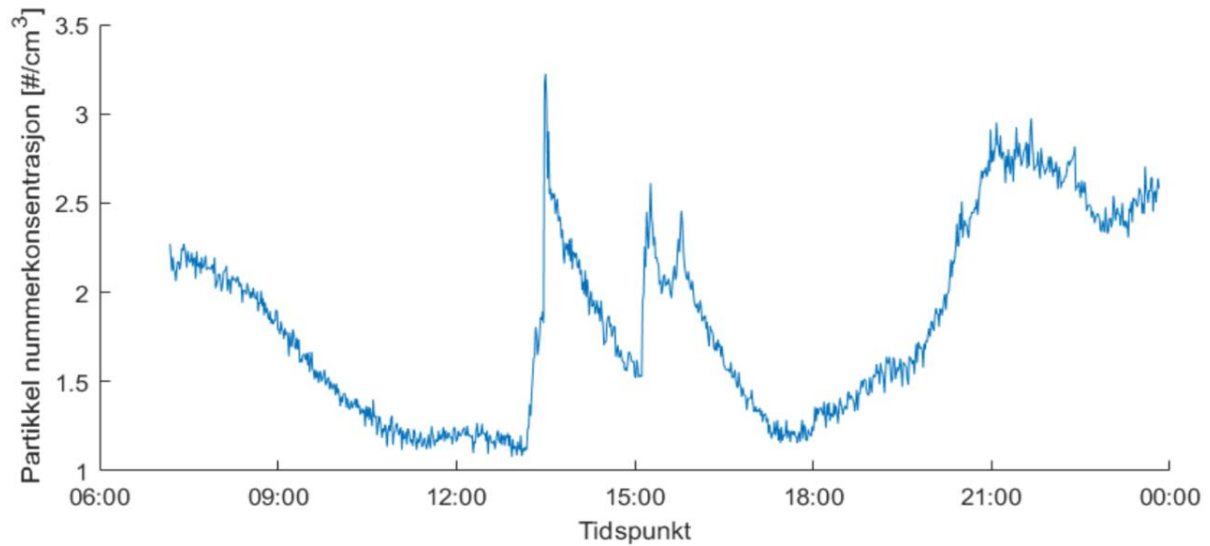
OPS måling 11, tirsdag 21. mars:



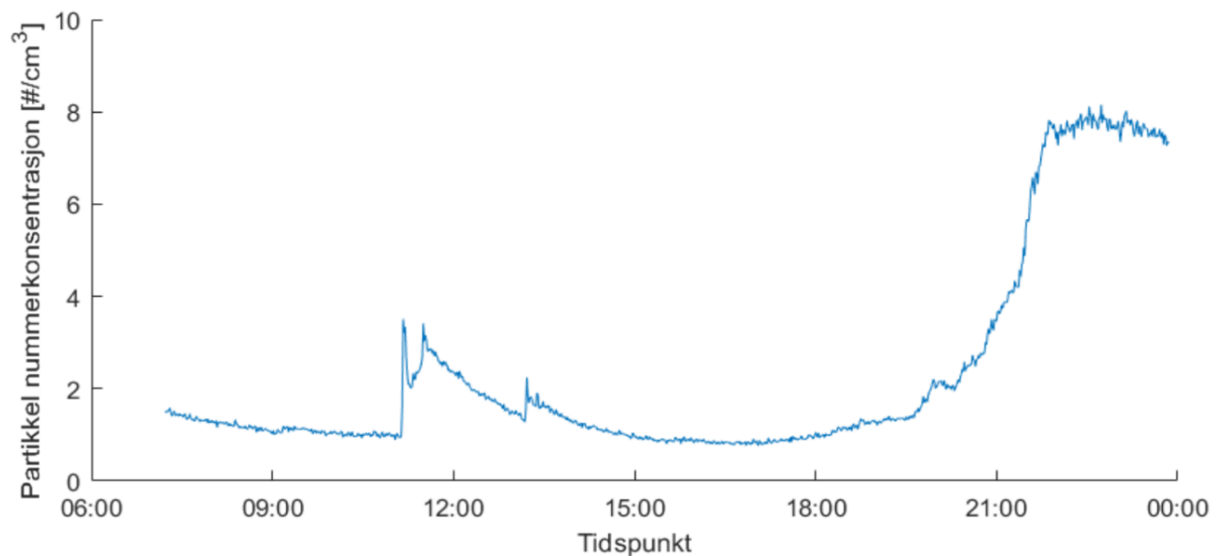
OPS måling 12, torsdag 23. mars:



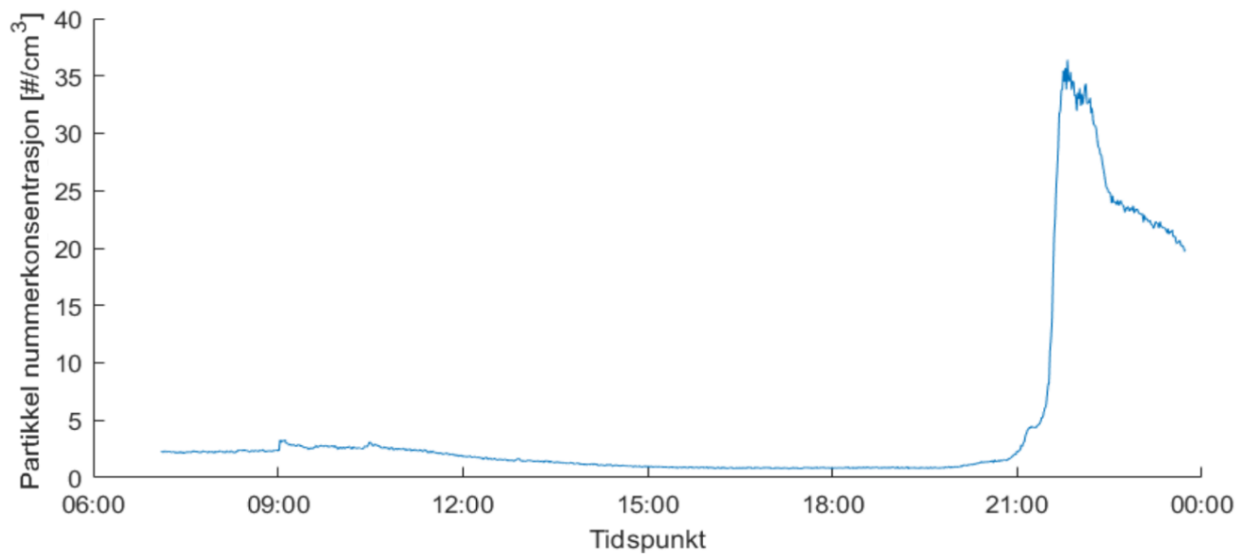
OPS måling 13, fredag 24. mars:



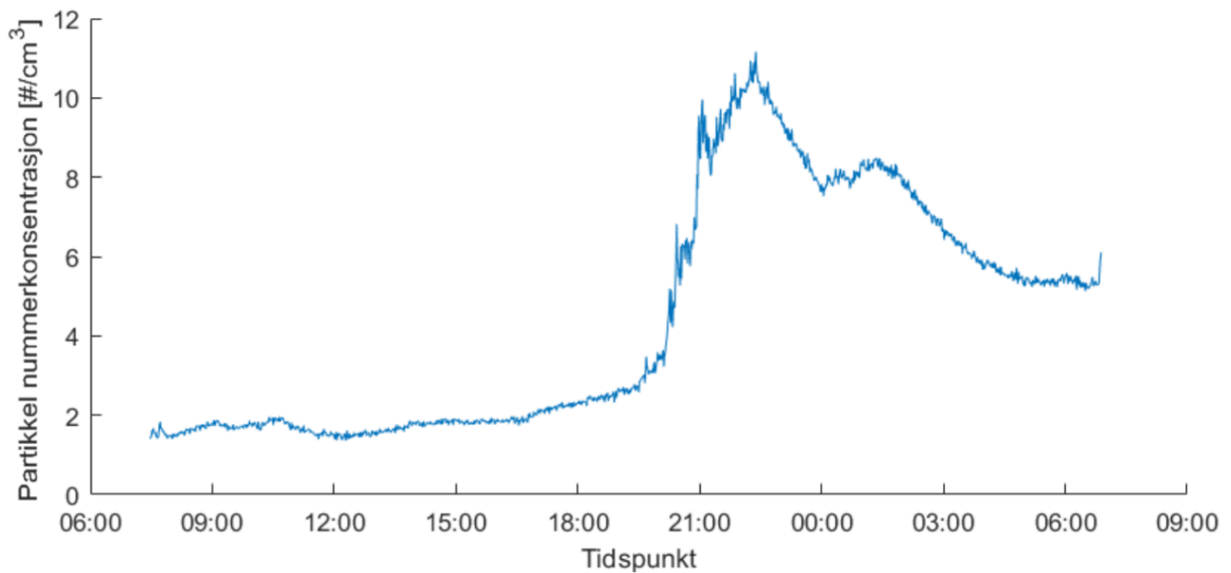
OPS måling 14, tirsdag 28. mars:



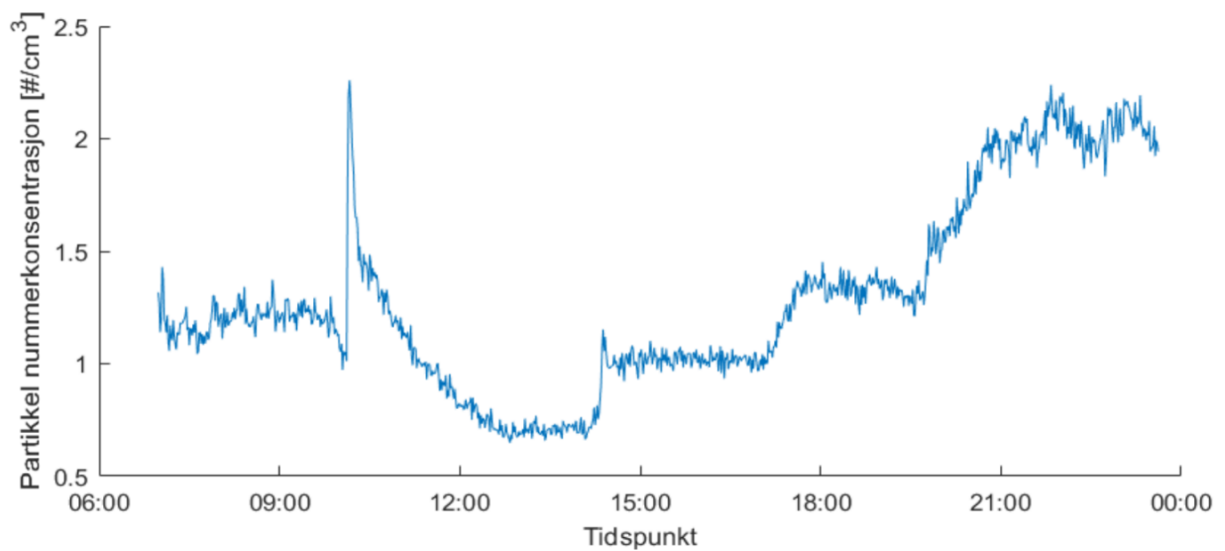
OPS måling 15, fredag 29. mars:



OPS måling 17 og 18, mandag 3. april og natt til 4. april (2 målinger over 1 døgn):

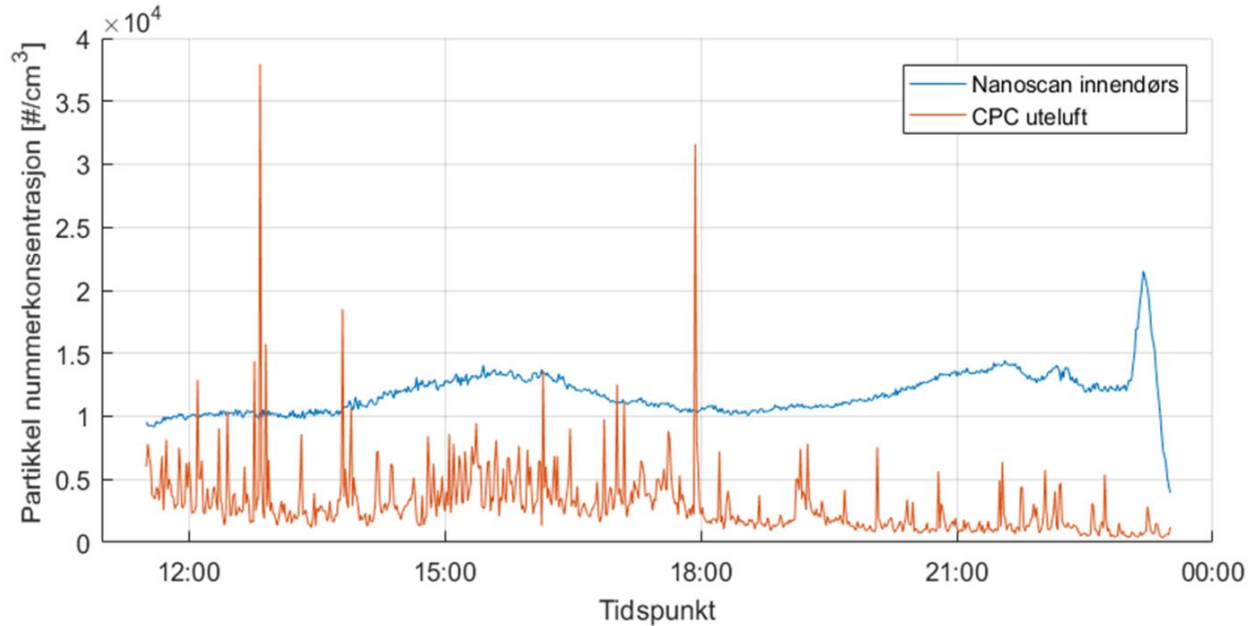


OPS måling 20, onsdag 5. april:

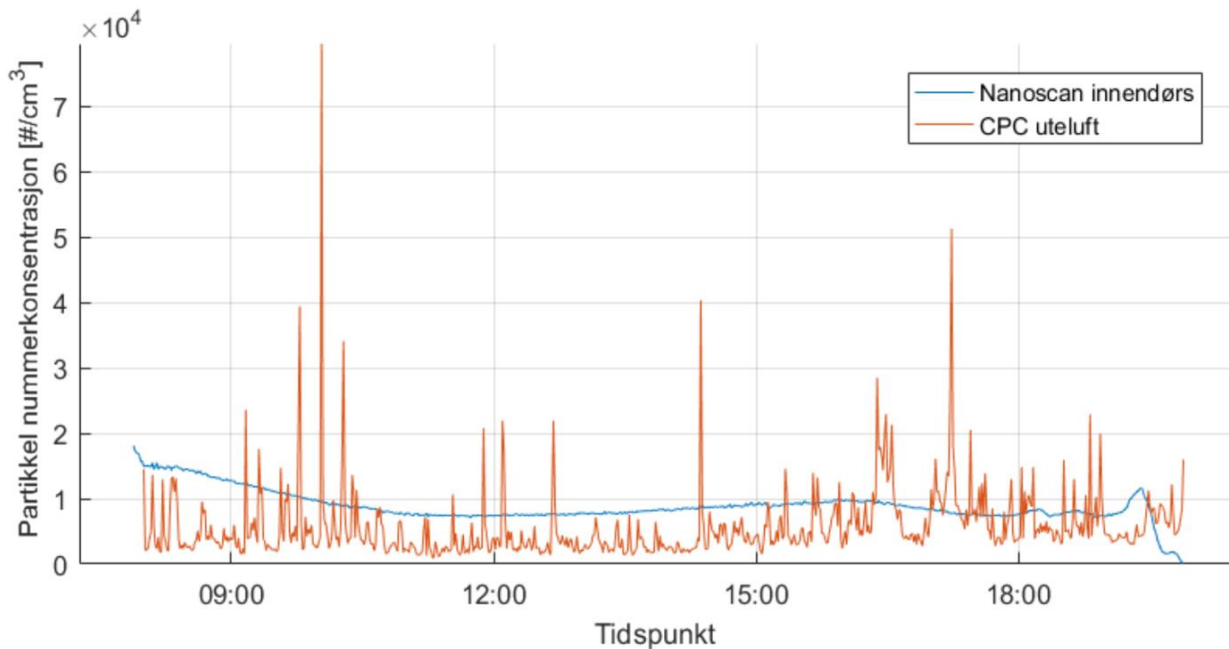


Vedlegg 3 Resultater – Innendørs/utendørs-forhold (I/O) av ultrafine partikler målt med Nanoscan 3910 inne i Living Lab og CPC 3007 i ventilasjonssystemets tilluftskanal (uteluft)

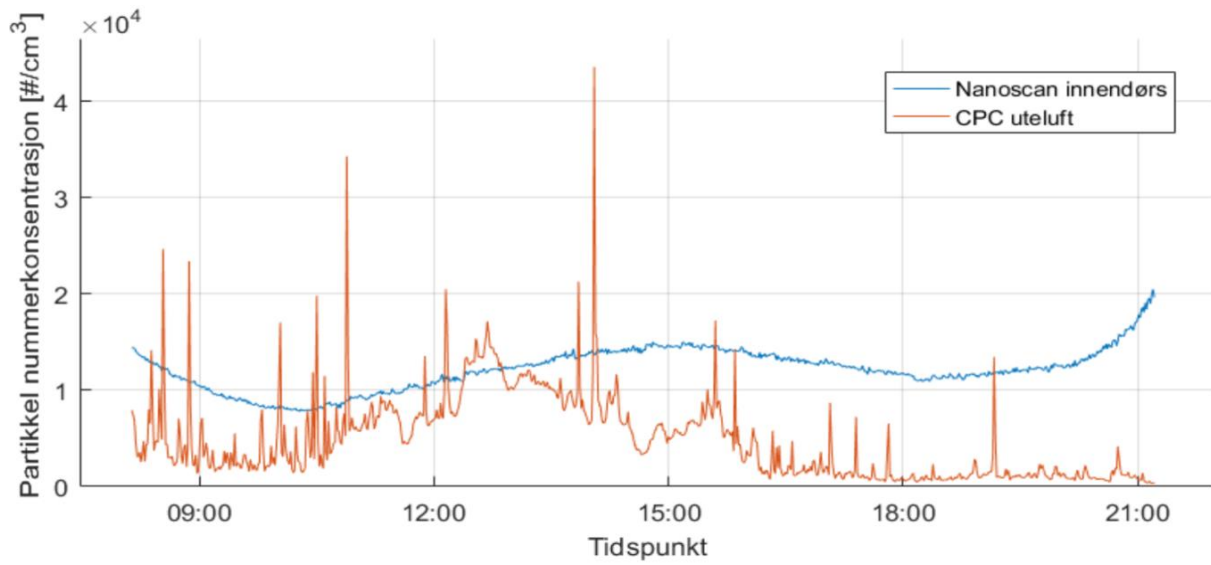
Måling 1, mandag 6. februar:



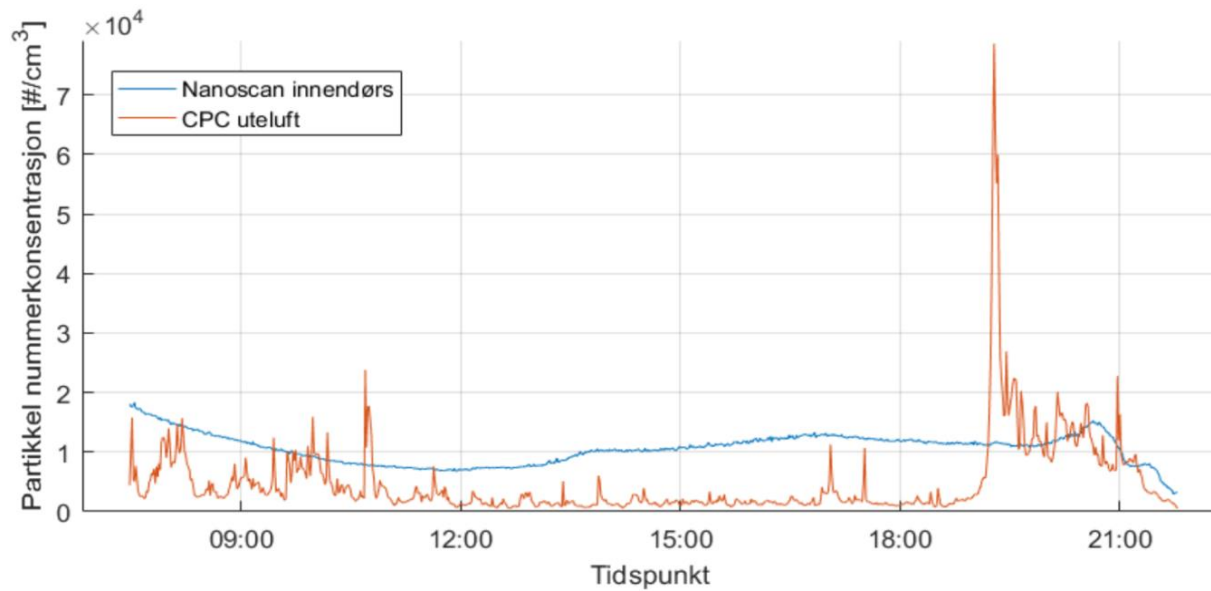
Måling 2, tirsdag 7. februar:



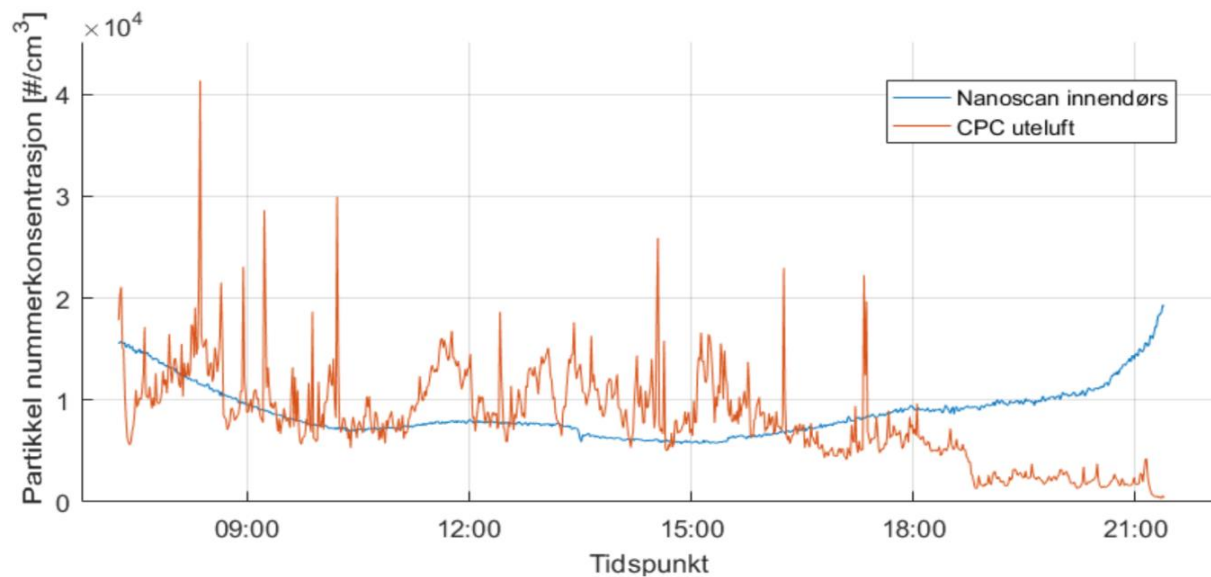
Måling 11, tirsdag 21. mars:



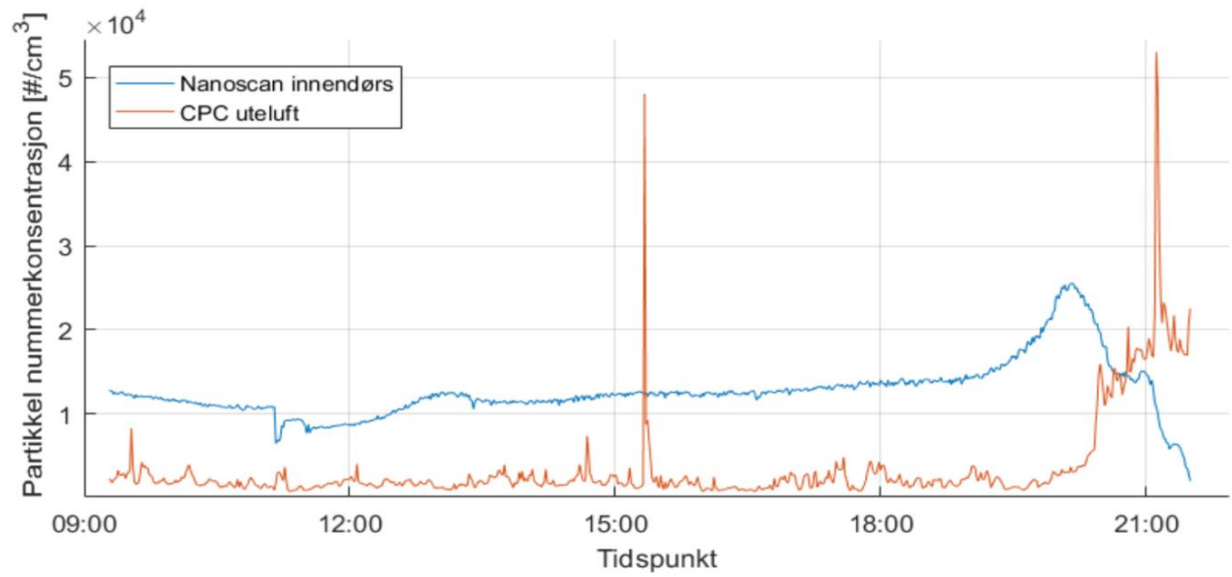
Måling 12, torsdag 23. mars:



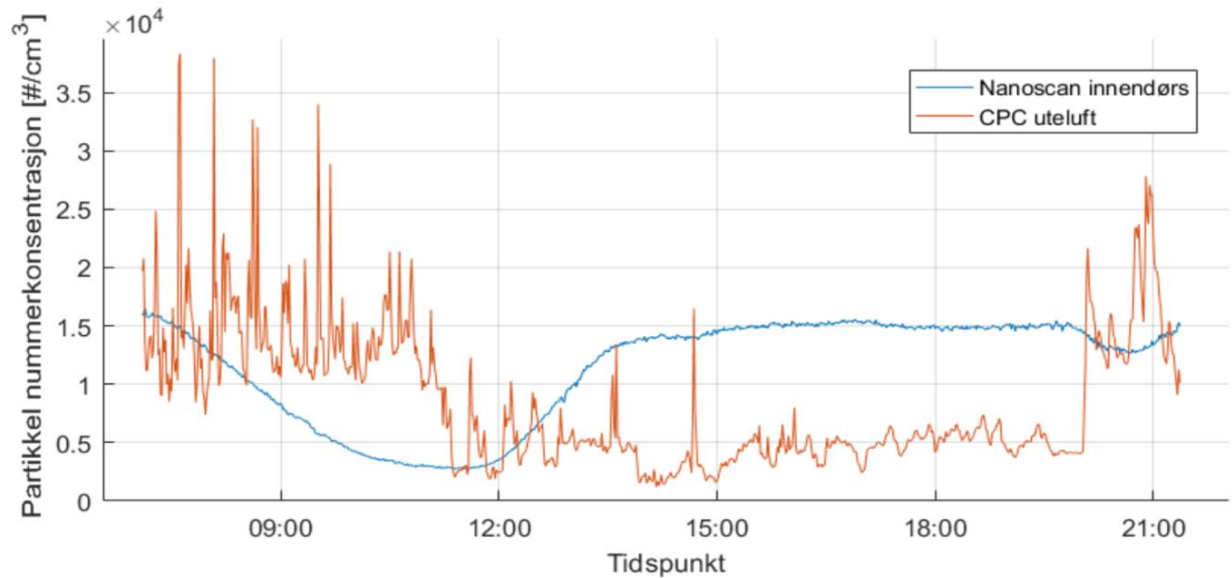
Måling 13, fredag 24. mars:



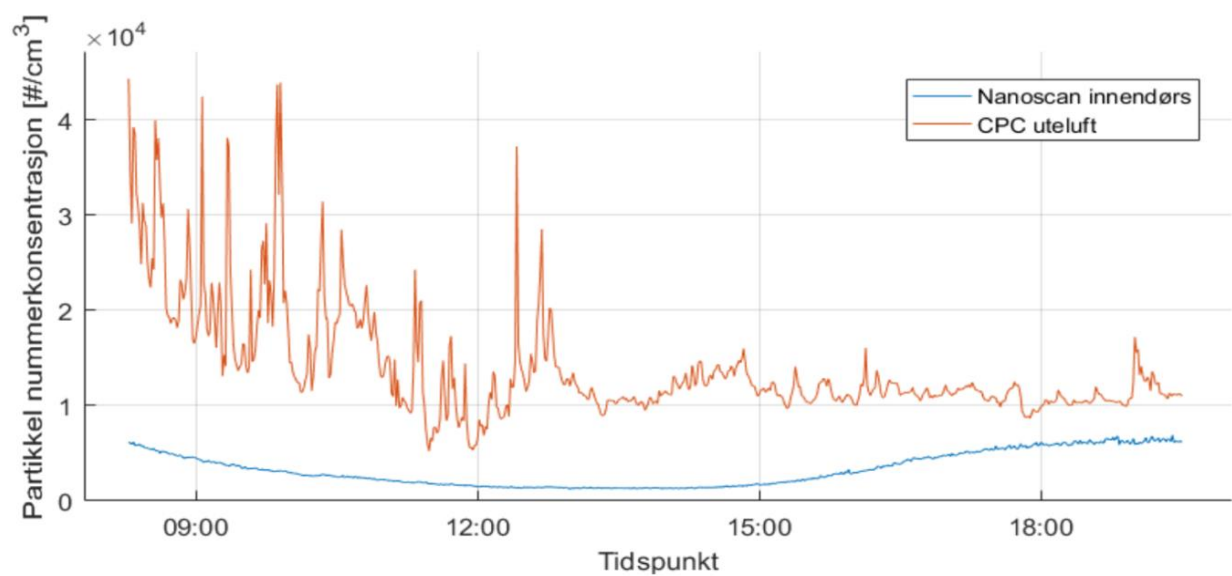
Måling 14, tirsdag 28. mars:



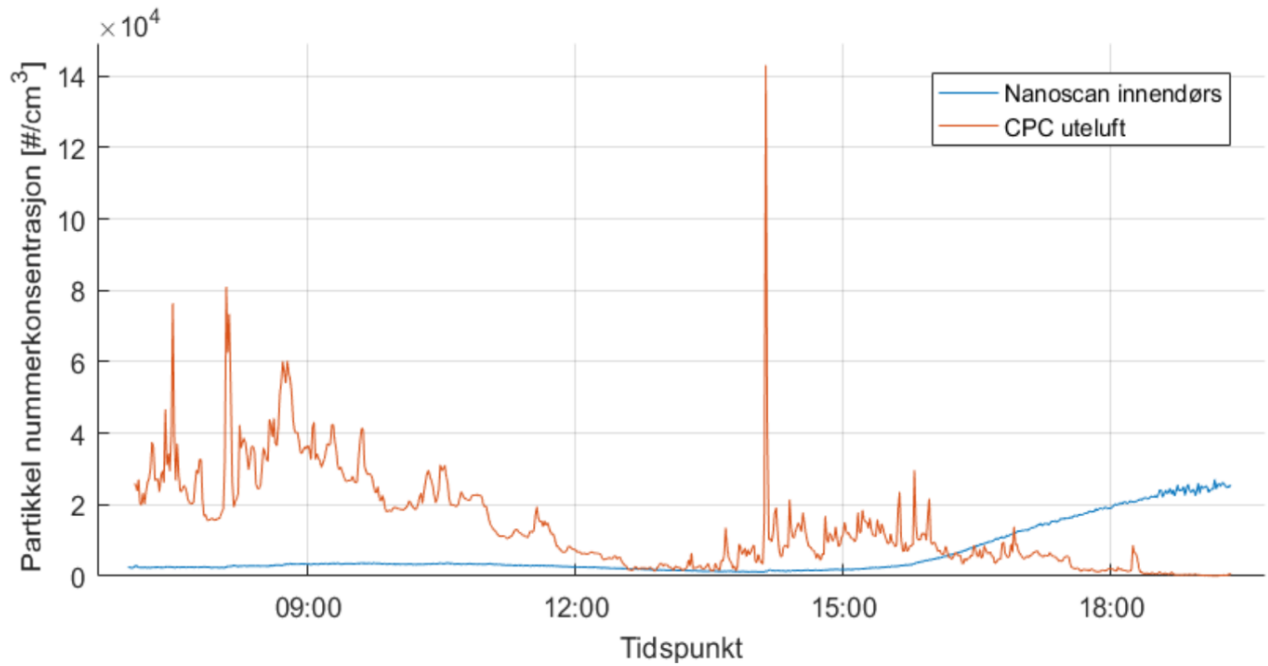
Måling 15, onsdag 29. mars:



Måling 17, mandag 3. april:



Måling 19, tirsdag 4. april:



Måling 20, onsdag 5. april:

