

Undersøkelse av grunnstoffinnholdet i husstøv samlet i støvsugerposer fra husholdning

Agnes Klodvik Østerholt

Master i realfag

Innlevert: januar 2017

Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ

Medveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ
Rolf Tore Ottesen, NGU

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Institutt for kjemi på NTNU, innenfor studieretningen naturmiljø- og analytisk kjemi. Arbeidet ble påbegynt høsten 2015, der planlegging av gjennomføring foregikk. Våren 2016 ble det meste av prøveinnsamlingen gjennomført. Både høsten 2015 og våren 2016 tok jeg andre emner, så masterarbeidet kom i tillegg til disse. Størsteparten av arbeidet er gjennomført høsten 2016. Masteroppgaven markerer slutten på mine fem år på lektorstudiet i Trondheim.

Aller først vil jeg takke min hovedveileder Trond Peder Flaten for at du alltid har tatt deg tid til mine spørsmål, og for raske tilbakemeldinger. Takk til medveileder Øyvind Mikkelsen for mange gode innspill og til medveileder Rolf Tore Ottesen som inspirerte meg til å velge denne oppgaven. Videre vil jeg takke Marte Tøndel for godt samarbeid med prøveinnsamling og labarbeid. Takk til Syverin Lierhagen for utførelse av ICP-MS-analysene og for god hjelp til å forstå de store filene. Takk til Rikke Bramming Jørgensen for hjelp til utarbeidelsen av spørreskjema, diverse spørsmål og videresending av inspirerende mail fra unge nysgjerrigperforskere som driver med støvforskning.

Takk til mamma for alltid å ha støttet meg i mine valg, og for å gi meg tid til rehabilitering i hver ferie etter en slitsom eksamensperiode. Det har vært viktig! Mamma og Ole fortjener også en takk for å ha lært meg ordtakene ”jevnt og trutt, ferdig til slutt!”. Takk til pappa som alltid vil meg vel. Takk til resten av min omtenkssomme familie. Takk til Elise for at du alltid er der for meg enten om jeg er glad eller trist, om jeg vil drikke te eller gå rundt kvartalet i slippers. Takk til Kari som alltid klarer å snu det negative til noe positivt, det er en fin egenskap du har. Takk til tidligere kollektivsamboere, dere har alle vært supre, en spesiell takk til Lise og Linnéa. Takk til Herman for at du alltid er og har vært hjelpsom. Takk til Trondheims svar på Herman, Iver, for godt samarbeid underveis i studiet. Takk til alle gode venner i Kragerø, jeg er alltid klar for et nytt semester etter artige ferier med dere. Til slutt rettes en stor takk til alle studievennene mine på lektorstudiet; dere har virkelig hatt en avgjørende betydning for at disse fem studieårene har vært så fine som de har vært!

Agnes Klodvik Østerholt

Agnes Klodvik Østerholt
Trondheim, 10.01.2017

Sammendrag

I denne masteroppgaven er grunnstoffinnholdet i støvsugerposer fra husholdning undersøkt. Mennesker som oppholder seg innendørs vil eksponeres for forbindelser i husstøv gjennom inntak via fordøyelsen, inhalering og hud. Studier viser at mennesker tilbringer i underkant av 90 % av tiden sin innendørs, og det er derfor viktig å undersøke den helsemessige risikoen knyttet til eksponering for grunnstoffer i husstøv. Metallene Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd, Mn, Hg og halvmetallet As, knyttes alle til negative helseeffekter ved eksponering, og det er disse ni metallene som hovedsakelig vil vektlegges i denne masteroppgaven.

Det er flere faktorer, både utendørs og innendørs, som kan påvirke konsentrasjonen av grunnstoffer i husstøv. Mange av de påvirkende faktorene kan skyldes menneskelige aktiviteter, som for eksempel vedfyring, brenning av stearinlys, røyking, rengjøring og oppussing. Et annet eksempel på påvirkende faktorer kan være frigjørelse av metaller fra bygningsmateriale, maling og innredning til inneklimate. Metaller fra utendørskilder kan transporteres inn i boliger på ulike måter, og påvirke konsentrasjonen av grunnstoffer i husstøv. Eksempler på utendørskilder er forbrenningsmotorer, veidekke, slitasje på kjøretøy, industri, fyring med kull, olje og ved. Faktorer som blant annet boligens tetthetsegenskaper, ventilasjon, beliggenhet og hyppighet av åpne vinduer kan være med å påvirke mengden av metaller som transporteres inn i boliger.

Prøveinnsamling foregikk ved å samle inn støvsugerposer fra boliger bygget mellom 1950-1970, og boliger bygget etter 2004. Boligeierne fikk utlevert en standardstøvsugerpose, instruks og spørreskjema. Instruksen gikk ut på at hele boligen skulle støvsuges minst én gang i uka. Støvsugerposene ble så hentet inn, innholdet ble filtrert, deretter dekomponert ved bruk av UltraClave og analysert ved hjelp av ICP-MS.

Denne masteroppgaven undersøker om faktorene byggeår, bruk av vedovn, bruk av stearinlys, nærhet til trafikkert vei, samt innhold av metaller i bygningsmateriale og produkter påvirker konsentrasjonen av metaller i husstøv. Til dette arbeidet ble det benyttet statistisk t-test der konsentrasjonsforskjellene mellom boliger tilhørende de ulike gruppene sammenlignes. Det er knyttet usikkerhet og begrensninger til bruk av t-test, blant annet på grunn av stor spredning i datasettet som kan gjøre det vanskelig å påvise signifikante konsentrasjonsforskjeller.

Analyseresultatene viste til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom Cd i eldre og nyere boliger, der den høyeste konsentrasjonen var i de eldre boligene. Videre indikerer resultatene fra t-testene at vedfyring ikke påvirker konsentrasjonen av Cd, boligens nærhet til trafikkert vei ikke påvirker konsentrasjonen av Cd, Ni, Zn, Cu eller Cr og at brenning av stearinlys ikke påvirker konsentrasjonen av Cu og Sn. Påvirkning på metallkonsentrasjonen fra bygningsmateriale og produkter lar seg vanskelig teste som følge av stor variasjon mellom boligene.

Det finnes pr. i dag ingen tilgjengelig dokumentasjon som kan benyttes for å risikovurdere de målte konsentrasjonene i denne undersøkelsen. Det er likevel gjort et forsøk på en slik risikovurdering, der det er tatt utgangspunkt i grenseverdier satt for metaller i mat, og informasjon knyttet til anbefalt daglig inntak av metaller. Kun én blyprøve viste til konsentrasjon over grenseverdien satt for bly i mat, men om blykonsentrasjonen er på et bekymringsverdig nivå kan ikke bekreftes ut ifra tilgjengelig dokumentasjon.

Summary

In this master thesis the element content in vacuum cleaner bags in different households has been studied. People who are staying indoors will be exposed to these chemical compounds in house dust, both by ingestion through digestion, by inhalation and by permeation through the skin. Studies show that people spend approximately 90 % of their time indoors, therefore, it is important to examine the risks associated with exposure to these elements in house dust. The metals Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd, Mn, Hg and the metalloid As are all related to negative health outcomes by exposure, and it is these nine metals that primarily will be emphasized in this master thesis.

There are several factors, both outdoors and indoors, that may affect the concentration of elements in house dust. Many of the influencing factors are connected to human activities, such as use of woodstoves, burning of candles, smoking, cleaning and renovations. Other examples of influencing factors are release of metals from building materials, paint and furnishing for the indoor air quality. Outdoor sources of metals can be transported into housings in different ways, and thus affect the concentration of elements in house dust. Examples of such outdoor sources are combustion engines, road surface, wear on vehicles, industry, and heating with coal, oil and wood. Factors as the housings' density properties, ventilation, location and frequency of open windows can contribute to the amount of metals that are transported into the housings.

The sample collection took place through collections of vacuum cleaner bags from houses built between 1950-1970, and after 2004. The households were given a standard vacuum cleaner bag, an instruction and a questionnaire, and were instructed to vacuum at least once a week; the entire house every time. The vacuum bags were then collected, the contents were filtered, decomposed through UltraClave and analyzed by the use of ICP-MS.

This master thesis examines how the factors year of construction, use of woodstove, use of candles, proximity to traffic and content of metals in building materials and products can influence the concentration of metals in house dust. This has been done through the use of statistic t-testing, where the differences in concentrations between housing from the different groups have been compared. T-tests are linked to uncertainties and limitations because of the large spread in the data set, which makes it difficult to prove significant differences in the concentration.

The results showed significant differences in the concentration of Cd in older and newer houses, where the largest concentration were found in the older homes. The t-test indicated that the use of woodstove do not influence the concentration of Cd in house dust, that proximity to traffic do not affect the concentration of Cd, Ni, Zn, Cu or Cr, and that burning of candles do not affect the concentration of Cu and Sn. The impact of building materials is difficult to test, as building materials are highly differentiated.

Today, there is no available information that can be used for risk assessments of the observed concentrations in this study. Nevertheless, there has been an attempt to do such a risk assessment, based on the threshold values set for the metals in food and information related to recommendations concerning daily intake of metals. The result showed that only one lead sample was above the standard limits of lead in food, but if the concentration of lead in this sample is at a level of concern, cannot be verified on the basis of available information.

Forkortelser

µg: mikrogram

µm: mikrometer

HR-ICP-MS: Høyoppløselig induktivt koblet plasma massespektrometri

ICP-MS: Induktivt koblet plasma massespektrometri

g: Gram

MQ: Milli-Q vann, rensset vann

PM: partikulært materiale

Ppb: parts per billion

Ppt: parts per trillion

Rsd: Relativt standardavvik

SEM: Scanning electron microscopy

VOC: Flyktig organisk forbindelse

Innhold

Forord	I
Sammendrag	III
Summary	V
Forkortelser	VII
Figurliste	XIII
Tabelliste	XV
1. Innledning	1
2. Teori	3
2.1 Inneklima	3
2.1.1 <i>Hva er støv?</i>	4
2.1.2 <i>Hva menes med inneklima?</i>	5
2.1.3 <i>Menneskets eksponeringsveier for husstøv</i>	6
2.2 Påvirkninger på en boligs inneklima.....	9
2.2.1 <i>Boligens bygningsmateriale, interiør og produkter</i>	10
2.2.2 <i>Boligens tetthetsegenskaper og ventilasjon</i>	11
2.2.3 <i>Menneskelig aktivitet</i>	12
2.2.4 <i>Boligens beliggenhet</i>	14
2.2.5 <i>Årstid og meteorologiske forhold</i>	15
2.3 Metaller.....	16
2.3.1 <i>Kilder til metaller</i>	16
2.3.2 <i>Metallers påvirkning på menneskets helse</i>	17
2.3.3 <i>Sink (Zn)</i>	19
2.3.4 <i>Kobber (Cu)</i>	19
2.3.5 <i>Bly (Pb)</i>	20
2.3.6 <i>Nikkel (Ni)</i>	21
2.3.7 <i>Krom (Cr)</i>	21
2.3.8 <i>Kadmium (Cd)</i>	22
2.3.9 <i>Arsen (As)</i>	22
2.3.10 <i>Kvikksølv (Hg)</i>	23
2.3.11 <i>Mangan (Mn)</i>	23
2.4 Tilstandsklasser, grenseverdier og andre kriterier	24
2.5 En støvsugers virkemåte	25

2.6	Tidligere forskning.....	26
3.	Analysemetoder og statistikk.....	29
3.1	UltraClave.....	29
3.2	ICP-MS.....	30
3.2.1	<i>Virkemåten til ICP-MS.....</i>	<i>30</i>
3.2.2	<i>Feilkilder ved bruk av ICP-MS.....</i>	<i>31</i>
3.3	Statistikk.....	31
3.3.1	<i>Gjennomsnitt.....</i>	<i>32</i>
3.3.2	<i>Standardavvik og det relative standardavvik.....</i>	<i>32</i>
3.3.3	<i>Varians.....</i>	<i>32</i>
3.3.4	<i>T- test.....</i>	<i>33</i>
3.3.5	<i>Korrelasjon.....</i>	<i>34</i>
4.	Materiale og metode.....	35
4.1	Valg av støvsugerpose og testing av prosedyre for behandling av innhentet støvsugerpose.....	35
4.1.1	<i>Analyse av støvsugerposens materiale.....</i>	<i>36</i>
4.1.2	<i>Test av prosedyre for behandling av innhentede støvsugerpose.....</i>	<i>36</i>
4.1.3	<i>Valg av syre for dekomponering.....</i>	<i>37</i>
4.2	Innsamling av prøvemateriale.....	37
4.3	Filtrering av støvsugerposenes innhold.....	39
4.4	Preparering av prøvemateriale ved hjelp av UltraClave og analyse av metallene ved hjelp av ICP-MS.....	41
4.5	Kvalitetssikring av analyse.....	43
4.6	Databehandling.....	45
5.	Resultater og diskusjon.....	47
5.1	Utvalgte metaller.....	47
5.2	Korrelasjonsanalyse.....	50
5.3	Konsentrasjonsforskjeller mellom eldre og nyere boliger.....	50
5.3.1	<i>Kadmium.....</i>	<i>52</i>
5.3.2	<i>Kvikksølv.....</i>	<i>54</i>
5.3.3	<i>Andre metaller.....</i>	<i>55</i>
5.4	Andre påvirkende faktorer.....	57
5.4.1	<i>Påvirkning fra oppvarming.....</i>	<i>57</i>
5.4.2	<i>Påvirkning fra stearinlysbrenning.....</i>	<i>59</i>

5.4.3	<i>Påvirkning fra trafikk</i>	61
5.4.4	<i>Påvirkning fra bygningsmateriale og andre produkter</i>	63
5.5	Kommentarer til andre metaller	65
5.6	Kommentarer til enkeltprøver.....	65
5.7	Helsemessig risikovurdering av målte konsentrasjoner.....	67
5.8	Diskusjon av feilkilder.....	69
5.8.1	<i>Behandling og fremstilling av data</i>	69
5.8.2	<i>Prøveinnsamling</i>	70
5.8.3	<i>Sikting</i>	71
5.8.4	<i>Dekomponering og analyse</i>	72
6.	Konklusjon	73
7.	Forslag til videre arbeid	75
8.	Litteratur	77
	Vedlegg A Relativ varians	i
	Vedlegg B Statistikk: T-test	ii
	B.1 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre og nyere boliger	ii
	B.2 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre boliger med og uten vedfyring	v
	B.3 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom boliger med og uten bruk av stearinlys	vi
	B.4 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom boliger med og uten nærhet til trafikkert vei.....	vii
	Vedlegg C Deteksjonsgrenser	x
	Vedlegg D Rsd som funksjon av konsentrasjon	xi
	Vedlegg E Risikovurdering vha grenseverdi i mat	xii
	Vedlegg F Risikovurdering vha anbefalt daglig inntak	xv
	Vedlegg G Temperaturprogram for UltraClave	xix
	Vedlegg H Risikovurdering av utført arbeid	xx
	Vedlegg I Instruks for prøvetakning til boligeier	xxiii
	Vedlegg J Spørreskjema til boligeier	xxiv
	Vedlegg K Innhentede svar fra spørreskjemaene	xxvii

Figurliste

Figur 1 Gjennomsnittlig oppholdstid innendørs	3
Figur 2 Partikulære materialers nedtrengning i menneskets respirasjonssystem	7
Figur 3 Dose-responskurve for essensielle grunnstoffer	17
Figur 4 Oversiktskart over prøvetakningsboliger	38
Figur 5 Standardstøvsugerpose og filtrering	39
Figur 6 Annen støvsugerpose og innhold i en støvsugerpose	40
Figur 7 Et utvalg filtrerte støvprøver	41
Figur 8 Fordeling av kadmiumkonsentrasjoner mellom eldre og nyere boliger	52
Figur 9 Konsentrasjonsintervaller for kadmium	53
Figur 10 Fordeling av kvikksølvkonsentrasjoner mellom eldre og nyere boliger	54
Figur 11 Konsentrasjonsintervaller for kvikksølv	55
Figur 12 Konsentrasjonsintervaller for bly, arsen, mangan, krom, kobber, sink og nikkel ...	56
Figur 13 Konsentrasjonen av kobber og tinn som funksjon av ant. brente stearinlys	59
Figur 14 Konsentrasjonen av kobber og sink plottet mot hverandre	61

Figurer i vedlegg er ikke tatt med i denne oversikten.

Tabelliste

Tabell 1 Bygningsmaterialer og deres tilknyttede metaller	11
Tabell 2 Tilstandsklasser i jord	24
Tabell 3 Benyttet utstyr og materiale	35
Tabell 4 Referansematerialet	43
Tabell 5 Resultater fra de to repeterende testene for prøve 5 og prøve 10	44
Tabell 6 Analyseresultater av innhentet prøvemateriale	48
Tabell 7 Resultater fra t-test mellom eldre og nyere boliger	51
Tabell 8 Resultater fra t-test mellom boliger med og uten vedfyring	58
Tabell 9 Resultater fra t-test mellom boliger med og uten bruk av stearinlys	60
Tabell 10 Resultater fra t-test mellom boliger med og uten nærhet til trafikkert vei	62
Tabell 11 Risikovurdering av målte konsentrasjoner vha grenseverdier for metaller i mat....	68
Tabell 12 Risikovurdering av målte konsentrasjoner vha anbefalt daglig inntak	69

Tabeller i vedlegg er ikke tatt med i denne oversikten.

1. Innledning

Vi lever i dag i en verden med stadig økende befolkningsvekst, samtidig som vi står overfor flere alvorlige miljøproblemer. En følge av befolkningsvekst er økt sentralisering. I tillegg til at flere bor mer sentralt og tettere, øker oppholdstiden innendørs for gjennomsnittsmennesket, og fører til lengre eksponeringstid for innendørsforurensninger.

I en nylig publisert artikkel i Adresseavisen ble det presentert en amerikansk studie, der det ble funnet store mengder miljøgifter i «hybelkaniner» og husstøv (Olsen, 2016). Funnene viste høye nivåer av giftige kjemikalier i 90 % av de innhentede prøvene. Videre skriver avisen at lignende forhold trolig også er tilfelle i Norge og resten av Europa. Folkehelseinstituttet meddeler til Adresseavisen at de foreløpig er usikre på hvor skadelig husstøv i norske boliger er, og at det er igangsatt forskning på feltet også her i Norge.

Denne masteroppgaven er én av to masteroppgaver som ble påbegynt høsten 2015, der målet er å undersøke innholdet i husstøv samlet i støvsugerposer hentet fra husholdning. Denne oppgaven fokuserer på et utvalg grunnstoffer i husstøv. Den andre masteroppgaven undersøker innhold av PCB og er skrevet av Marte Tøndel som også er student på lektorutdanningen i realfag. Samarbeidet mellom Marte og meg har gått ut på å finne boligeiere som vil være med på prosjektet, samt innsamling av husstøv og filtrering av de innhentede posene.

Masteroppgaven er en innledende studie her på NTNU, og det er av den grunn bevisst ikke foretatt store avgrensninger av oppgaven i forkant av prøveinnsamlingen. Grunnet den manglende avgrensningen ble det hentet inn mye informasjon om de ulike boligene. Boligene har en rekke ulike egenskaper, men det ble kun tatt hensyn til byggeår ved utplukking av aktuelle boliger. Den manglende avgrensningen bidrar til utfordringer knyttet til å utarbeide en spesifikk problemstilling og tolkning av dataene.

Et formål med masteroppgaven er å kartlegge metallers tilstedeværelse og konsentrasjoner i husstøv. Et annet formål er å undersøke konsentrasjonsforskjeller i husstøv mellom eldre boliger (1950-1970) og nyere boliger (2004-2016) for et utvalg metaller. Påvirkning fra et utvalg andre faktorer vil også undersøkes. Datasettet og resultater presentert i masteroppgaven vil peke videre på mer spesifikke problemstillinger for eventuelle oppfølgende studier.

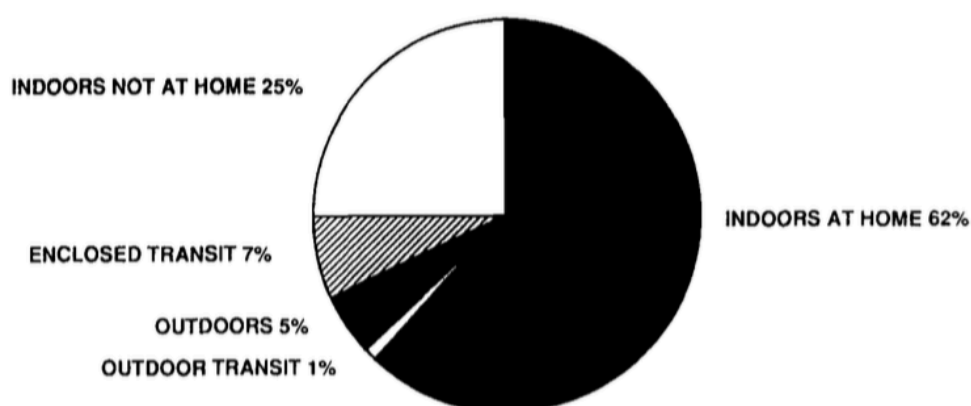
2. Teori

Teorikapittelet gir en oversikt over hvilke faktorer som kan påvirke inneklimate i en bolig og hvordan tilstedeværelse av forurensning kan ha negativ helsemessig effekt på mennesker. Kapittelet vil også definere ulike begreper, som blant annet støv, husstøv, inneklimate, innemiljø og partikulært materiale. Mot slutten av kapittelet presenteres tidligere forskning på temaet.

2.1 Inneklimate

Inneklimate er et stadig aktuelt begrep blant forskere, i mediene og generelt i befolkningen. Hva gjør dette begrepet så aktuelt? En studie utført på befolkningen i California, presenterer at mennesker tilbringer 87 % av tiden sin innendørs i løpet av en dag (Jenkins m.fl., 1992). I figur 1 presenteres en fordeling av den resterende tiden, samt prosentandelen for hvor mye befolkningen er innendørs i sin egen bolig, eller andre steder. Det er flere faktorer som kan påvirke inneklimate i en bolig. Mengden husstøv og støvets sammensetning er eksempler på påvirkende faktorer. En bolig vil inneholde støvpartikler som er både luftbårne og sedimentert, og begge formene vil kunne påvirke inneklimate i en bolig (Morawska & Salthammer, 2003). Partikkelstørrelse, vekt, form og luftstrømmer i rommet vil påvirke sedimentering av luftbåret støvpartikler (Aas, 2009).

Inneklimate vil variere fra land til land, men kan også variere fra området til området innenfor et og samme land, som følge av ulike klimatiske forhold, bygningsmetoder, livsstil, beliggenhet, osv.



Figur 1 Prosentandel for menneskers gjennomsnittlige oppholdstid i ulike innendørs arealer (Jenkins m.fl., 1992, s. 2143).

2.1.1 Hva er støv?

I faglitteratur vises det til ulik betydning av begrepene støv og husstøv. Støv er ”faste partikler som er dannet ved knusing eller andre mekaniske brudd av et grunnmateriale, større enn 0,5 μm ” (Morawska & Salthammer, 2003, s. 9, min oversettelse).

Husstøv er en form for støv, og USA’s environmental protection agency (USEPA, 1997) definerer begrepet husstøv slik:

”Husstøv er en kompleks blanding av biologisk avledet materiale, ..., partikulært materiale deponert fra innendørs aerosoler, og jordpartikler som er fraktet inn ved fottrafikk. Husstøv kan inneholde VOC, ..., pesticider fra importerte jordpartikler samt direkte applikasjoner innendørs, ..., og spormetaller som stammer fra utendørs kilder, Mengden husstøv innendørs avhenger av samspillet mellom avsetning fra den luftbårne tilstander, resuspensjon som følge av ulike aktiviteter, direkte akkumulering og infiltrasjon” (s. 1161, min oversettelse).

Butte (2003) definerer husstøv noe enklere, og beskriver det som partikler avsatt innendørs. Begge definisjonene peker på det faktum at husstøv er partikler og stoffer avsatt på overflater innendørs, og utelukker partikulært materiale (PM) som del av husstøvet. Fra USEPA’s definisjon påpekes det imidlertid at partikulært materiale vil påvirke mengden husstøv, og videre konsentrasjonen av grunnstoffer i husstøvet. Husstøv kan bestå av både organiske og uorganiske komponenter, men mengden av de ulike komponentene vil variere (Butte & Heinzow, 2002).

I internasjonal litteratur benyttes stort sett begrepet partikulært materiale om luftbårne partikler, hvilket samsvarer med begrepet svevestøv benyttet i store deler av den norske litteraturen. Begrepet partikulært materiale vil benyttes videre i denne masteroppgaven. Partikulært materiale er mikroskopiske partikler i lufta som kan være enten i fastform eller i væskeform, og vil variere i både størrelse, opprinnelse og sammensetning (Martinelli m.fl., 2013). Tradisjonelt har partikulært materiale blitt karakterisert som mindre enn 10 μm (PM_{10}) (Martinelli m.fl., 2013). PM_{10} har videre blitt delt inn i to undergrupper: $\text{PM}_{10-2,5}$, kalt grovfraksjon, og $\text{PM}_{2,5}$, kalt fine partikler, som har aerodynamisk diameter på henholdsvis mellom 2,5 og 10 μm , og mindre enn 2,5 μm (Martinelli m.fl., 2013). Det finnes også en tredje gruppe som presenteres i noe av litteraturen og det er partikler mindre enn 0,1 μm , kalt ultrafine

partikler eller nanopartikler (Folkehelseinstituttet, 2015a). De ultrafine partiklene vokser ved kondenserings- og koaguleringsprosesser til større partikler, og utgjør omtrent halvparten av partiklene i omgivende luft (Raaschou-Nielsen m.fl., 2011).

Det partikulære materialet har sin opprinnelse fra ulike kilder. PM_{2,5} stammer ofte fra ulike forbrenningsreaksjoner, mens PM_{10-2,5} stammer hovedsakelig fra mekaniske prosesser og menneskelige aktiviteter som jordbruk og bygningsarbeid (BéruBé m.fl., 2007; Martinelli m.fl., 2013). Ultrafine partikler er blant annet biprodukter i prosesser knyttet til forbrenning og industri (BéruBé m.fl., 2007).

Partikulært materiale kan både fungere som transportmedium fra forurensningskilde til menneske og være et reservoar for akkumulering av forurensende stoffer, som følge av deres gode evne til å binde kjemiske stoffer (Roberts m.fl., 1992). Det partikulære materialet kan avsettes på ulike overflater innendørs, og avsetningsraten bestemmes blant annet av forbindelsenes egenskaper, for eksempel polaritet.

2.1.2 Hva menes med inneklime?

I en rekke faglitterære artikler står innemiljø (*indoor environment*) og inneklime (*indoor air quality*) omtalt som to ulike begreper, mens andre steder benyttes begrepene om hverandre. Et skille mellom de to begrepene er at forhold knyttet til inneklime er målbare objektive forhold, mens forhold knyttet til innemiljø er målbare subjektive forhold.

Det er en rekke ulike faktorer som kan påvirke inneklimeet i en bolig, og de deles inn i faktorene: termisk miljø (fukt, temperatur), aktinisk miljø (belysning, radon), akustisk miljø (lydforhold), atmosfærisk miljø (kjemisk og fysisk sammensetning i luften) og mekanisk miljø (ergonomisk tilrettelegging) (Aas, 2009). Mens begrepet innemiljøet omfatter det subjektive estetiske og psykososiale miljøet (Aas, 2009). Videre i denne masteroppgaven vil det kun være påvirkning fra det atmosfæriske miljøet på konsentrasjonen av grunnstoffer i husstøv som vektlegges. Det termiske miljøet vil kunne påvirke avsetningen av stoffer innendørs, men det får ikke videre oppmerksomhet i denne oppgaven.

Det finnes en rekke forurensninger innendørs, og de kan deles i følgende fire hovedgrupper: Gasser og damp (organiske og uorganiske), radioaktive partikler og gasser (eks. radon),

biologiske forbindelser (midd, sopp, ol.) og partikulært materiale (Maroni m.fl., 1995). Alle gruppene kan påvirke inneklimate i en bolig, men i denne oppgaven vil det hovedsakelig rettes oppmerksomhet til partikulært materiale.

Oppsummert er masteroppgaven nå spisset inn mot å omfatte det partikulære materialets innvirkning på det atmosfæriske miljøet i en bolig, og avsetning/sedimentering av partikler fra det atmosfæriske miljøet.

2.1.3 Menneskets eksponeringsveier for husstøv

Som nevnt innledningsvis tilbringer gjennomsnittsmenneske store deler av tiden sin innendørs. Det medfører lang eksponeringstid for eventuelle forurensninger innendørs. Eksponering av luftbårne partikler og avsatt støv kan kobles til en rekke helseskader og sykdommer, som svekket lungefunksjon, tung pust og astma, mer alvorlige lungesykdommer, kardiovaskulære sykdommer og kreft (Morawska & Salthammer, 2003). Et dårlig inneklimate kan også kobles til svekket komfort i et rom, forårsaket av blant annet dårlig luftkvalitet, lukt, sensorisk irritasjon, og nevrotoksiske symptomer, som hodepine og svimmelhet (Mølhav, 2003).

Den etterfølgende responsen på eksponering av luftbårne partikler og avsatt støv er avhengig av hvilken eksponeringsvei og type forurensning et menneske utsettes for. Mennesker kan eksponeres for husstøv gjennom tre hovedveier (Kurt-Karakus, 2012):

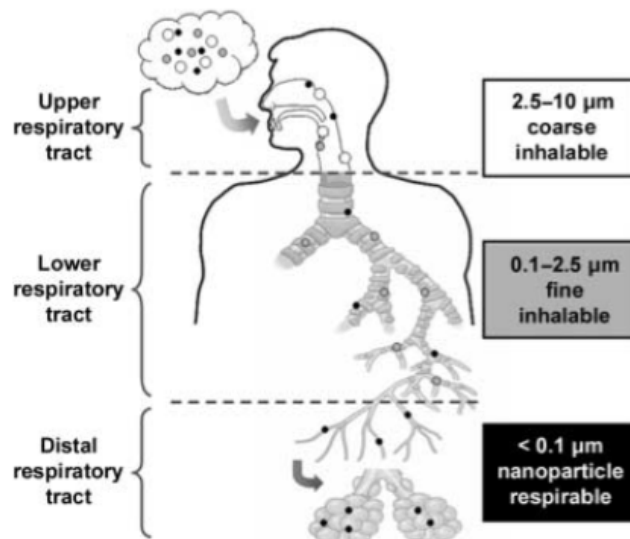
1. Inntak via fordøyelsen.
2. Inntak via inhalering av resuspenderte partikler, gjennom nese og munn.
3. Inntak via absorpsjon av partikler gjennom huden.

Inntak av støvpartikler via fordøyelsen kan foregå ved at partikler fester seg på mat eller på ulike overflater i hjemmet, som for eksempel på barneleker som puttes i munnen (Butte & Heinzow, 2002). Barn har en høy „hånd til munn-aktivitet” og putter hender, leker og andre objekter hyppig inn i munnen (Moya m.fl., 2004). En følge av dette er at barn spiser i gjennomsnitt 100 mg husstøv pr. dag, sammenlignet med voksne som får i seg 50 mg pr. dag (USEPA, 2002). I tillegg til et høyere inntak, er barn mer sårbare for støveksponering, som følge av blant annet høyere absorpsjonsrate av tungmetaller fra fordøyelsessystemet enn hos voksne (Hammond, 1982). Barn puster også inn mer luft og drikker mer vann enn voksne i

forhold til kroppsvekt. Dette er med på å bidra til at barn tolererer lavere nivåer av toksiske metaller (Moya m.fl., 2004). Andre risikogrupper kan være eldre, eller personer med lungesykdom som vil ha høyere totale avsetningsdoser av partikler i lungene (Davidson m.fl., 2005).

Inntak via absorpsjon gjennom huden kan forekomme for enkelte grunnstoff og forbindelser. Eksempler er pesticider (Roberts m.fl., 1992) og ulike tungmetaller.

Flyktige luftforurensninger kan absorberes på partikulært materiale, og på den måten bæres inn i luftveiene (Mølhav, 2003). Når mennesker inhalerer luft vil fordelingen og avsetningen av det partikulære materialet i respirasjonstrakten styres av partiklenes aerodynamiske diameter (Folkehelseinstituttet, 2015a). Som det kommer frem av figur 2 vil de fine- og ultrafine partiklene kunne trenge dypt ned i respirasjonssystemet og transporteres videre til sirkulasjonssystemet (Martinelli m.fl., 2013). Mens $PM_{10-2,5}$ partikler avsettes i øvre deler av luftveiene, grunnet større aerodynamisk diameter og utgjør dermed lavere helsemessig risiko enn de mindre partiklene (Martinelli m.fl., 2013). Det er ikke bare partikkelstørrelse som er avgjørende for helseeffekten av eksponering for PM, sammensetningen og konsentrasjonen av PM vil også være avgjørende (Davidson m.fl., 2005).



Figur 2 Inhalering av partikulært materiale med ulik aerodynamisk diameter, med ulik mulighet for å trenge ned i menneskets respirasjonssystemet (BéruBé m.fl., 2007, s. 1046).

Mennesker eksponeres for partikulært materiale uansett hvor de befinner seg (Davidson m.fl., 2005), og det gjør det vanskelig å lage en generell modell for eksponering av kjemiske komponenter. Eksponering påvirkes også av egenskaper knyttet til bolig og arbeidsplass, sosioøkonomisk status, topografi og meteorologi, og alle disse faktorene vil gjøre en eventuell modell enda mer kompleks (Davidson m.fl., 2005).

Et spesifikt eksempel på sykdom knyttet til eksponering av partikler er *sick building syndrome*, som er et velkjent fenomen i blant annet kontor- og skolebygninger (Roberts m.fl., 1992). Det er i slike bygninger funnet en sammenheng mellom tilstedeværelsen av husstøv og symptomer som irritasjon av, øye, hud og øvre luftveier, hodepine og andre symptomer (Roberts m.fl., 1992). Forskning viser at *sick building syndrome* utgjør størst problem i nye bygninger, som ble bygget etter energikrisen som oppsto på midten av 70-tallet (Maroni m.fl., 1995). Faktorene som vil nevnes i underkapittel 2.2 viser ulike faktorer som kan påvirke inneklimate, og som kan knyttes til utvikling av *sick building syndrome*.

Forurensning som kommer inn i menneskekroppen vil skilles ut, brytes ned eller lagres i kroppen (Aas, 2009). De lagrede kjemikaliene kan gi skade på mennesket der opphopningen skjer, eller kan først vise skadevirkninger i neste generasjon (Aas, 2009). I denne sammenhengen kan cocktaileffekten gjøre seg gjeldende. Denne effekten utdypes i 2.3.2.

Mennesker har ulike grenser for hvor mye forurensning det tåler før det gir negative helseeffekter, og slike tålegrenser avhenger av følgende faktorer (Aas, 2009):

- Hvor godt én person tåler akkurat dette stoffet; for eksempel kan ulike vev og organer ha forskjellig tålegrense.
- Konsentrasjonen av stoffet i området der eksponeringen forekommer.
- Lengde og mengde for innåndet luft, eller inntak på andre måter.
- Pause fra eksponering; kroppen kan få mulighet til å rense seg i pausene.

Disse faktorene vil bidra til kompleksiteten knyttet til risikovurdering av eksponering for ulike grunnstoffer og forbindelser.

2.2 Påvirkninger på en boligs inneluft

Både utendørs og innendørs kilder kan påvirke konsentrasjonen av grunnstoffer og forbindelser i en bolig. En studie presenterer at utendørspartikler bidrar med 76 % til $PM_{2,5}$ innendørs, mens for PM_{10} er bidraget på 66 % til den totale konsentrasjonen av partikler innendørs (Özkaynak m.fl., 1996).

Utslipp fra forurensningskilder og avsetning på ulike overflater styres av tre faktorer: Massetransport, miljømessige variabler og materialsammensetning (Maroni m.fl., 1995). Massetransportprosessene utgjør fordamping, adsorpsjon, absorpsjon, diffusjon og konveksjon (Tichenor, 1992). Disse prosessene vil påvirkes av ulike variabler knyttet til innelufta, for eksempel kan temperaturen påvirke både damptrykket og diffusjonsraten av organisk damp (Tichenor, 1992). Mulige områder for avsetning kan være ulike overflater innendørs, deriblant allerede suspenderte støvpartikler, der en partikkel kan adsorberes til overflaten. Partikulært materiale kan også avsettes på annet partikulært materiale. Prosessene partikkeldiffusjon og gravitasjonssedimentering mot en overflate styrer partikkelavsetningen, i tillegg til eventuelle luftstrømmer innendørs (Morawska & Salthammer, 2003). Partikkeldiffusjon vil særlig være signifikant for små partikler, mens for de større partiklene vil det være gravitasjonssedimentering som er signifikant (Morawska & Salthammer, 2003). Andre faktorer som kan påvirke avsetningsraten kan være mengde møbler, overflateladning, temperaturgradient og romvolum (Morawska & Salthammer, 2003). Lite flyktige forbindelser, eller forbindelser med høy polaritet, vil i stor grad adsorberes på partikler, og vil av den grunn ha høyere avsetningsrate (Butte & Heinzow, 2002). Avsatte partikler kan resuspenderes fra overflater og ut i lufta igjen (Morawska & Salthammer, 2003). Samlet kan enn si at faktorene mengde tilgjengelige partikler på overflater, overflateareal, innendørsaktivitet og partikkelstørrelse vil kunne påvirke mengden resuspendert materiale (Jamriska, 2003). Resuspensjonsraten vil øke ved økt partikkelstørrelse (Morawska & Salthammer, 2003).

Mengden partikler innendørs vil avhenge av tre faktorer: Dannelse av partikler innendørs, forekomst av partikler utendørs som transporteres inn, samt ventilasjonstekniske forhold som vil påvirke både mengden luft som transporteres og eventuell filtrering av forurensning (Folkehelseinstituttet, 2015a). Senere i oppgaven vil mulige påvirkninger på disse faktorene presenteres, men en faktor må kommenteres i forkant, og det er boligens alder. En boligs bygningsmateriale, bygningsdesign, tetthetsegenskaper og ventileringsløsninger er eksempler på faktorer

som ofte er knyttet til boligens alder. Boligens alder kan også påvirke avgassing fra bygningsmateriale, der avgassing foregår i størst grad i opptil ett år etter at boligen sto ferdig (Aas, 2009). For eldre bygg vil avgassing fra bygningsmaterialet være minimal med mindre fuktskader påvirker avgassingsprosessen (Aas, 2009).

Videre vil både organiske og uorganiske forurensningskomponenter omtales, men det er de uorganiske metallene som vektlegges i størst grad.

2.2.1 Boligens bygningsmateriale, interiør og produkter

Enhver bolig inneholder varierende bygningsmaterialer, interiør og produkter, som alle kan avgi forurensende partikler. Tichenor (1992) skiller i sin studie mellom tørt og vått bygningsmateriale. Tørt materiale utgjør i hovedsak bygningsmateriale og møblement, som for eksempel treprodukter og gulvbelegg (Tichenor, 1992). Tørt materiale har en lav utslippsrate, og gir dermed langsomt fra seg stoffer til omgivelsene. Vått materiale utgjør blant annet lakk, lim, maling, tetningsmidler o.l., og har en høy utslippsrate (Tichenor, 1992).

Et eksempel på kjemisk forbindelse som kan eksistere i bygningsmateriale er asbest. Asbest er et fellesbegrep for silikatmineraler med fiberstruktur (Maroni m.fl., 1995). Asbest har flere bruksområder, for eksempel komponent i sement og isolasjon som både kan være i plater og påsprøytet (Maroni m.fl., 1995). Bygningsmateriale som inneholder asbest vil ikke utgjøre en risiko, med mindre materialet påvirkes på en eller annen måte, for eksempel ved oppussing (Arbeidstilsynet, "u.å."). Bruken av asbest ble forbudt i 1980 (Arbeidstilsynet, "u.å.").

Flyktige organiske forbindelser (VOC) er i stor grad til stede innendørs, som følge av utslipp fra diverse bygningsmaterialer, interiør og produkter. Møbler i form av sofaer, tepper, plastmøbler, dusjforheng, gardiner, pledd osv. vil alle være mulige kilder til VOC'er (Maroni m.fl., 1995). Aldehyd er et eksempel på VOC innendørs som kan slippes ut fra blant annet kryssfiner, hardved, laminatgulv, maling og lakk (Marchand m.fl., 2006). Møbler vil, i tillegg til å være utslippskilder, utgjøre store overflater for avsetning av partikulært materiale.

Malte overflater kan også frigjøre metallholdige forurensninger (Maroni m.fl., 1995). Ulike malingsfarger inneholder ulik metallsammensetning, der for eksempel gulmaling inneholder høye konsentrasjoner av kobber, kadmium, bly og sink (Kurt-Karakus, 2012). Malingsflak som

detter av utvendige husvegger, lander på bakken og metaller kan slik overføres til omkringliggende jord, som videre kan transporteres inn i boligen via menneskelig aktivitet eller vind og ventilasjonssystemer (Roberts m.fl., 1992).

Tabell 1 Bygningsmaterialer og deres tilknyttede metaller (SINTEF Byggforsk, 2010).

Bygningsmateriale	Helse- og miljøskadelige stoffer
Beslag	Pb, Zn
Betong	Tungmetaller
Blyglass	Pb
Elektrisk og elektronisk avfall	As, Cd, Cu, Hg, Ni
Fugemasse, fugeskum	As, Pb
Impregnert trevirke	As, Cu, Cr
Kabler	Pb
Lysstoffrør	Hg
Maling, lim, beis, lakk	Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni
Avløpsrør av støpejern	Pb, Hg
Strålevernplater	Pb

I tabell 1 presenteres hvilke metaller som er tilknyttet ulike bygningsmaterialer. Det oppgis imidlertid ikke om tilstedeværelsen av disse metallene er like aktuell i nyoppførte boliger som i eldre boliger. SINTEF byggforsk (2010) presenterer i byggforsk-serien hvilke årstall som er de mest aktuelle for forekomst av ulike metaller i bygningsmaterialet. Kobber, krom og arsen var til stede i bygningsmaterialer hovedsakelig i perioden 1940-2003 (SINTEF Byggforsk, 2010), som følge av opprettet forbud i 2002 mot bruk av trykkimpregnert trevirke som inneholdt arsen- og kobbersalter (Statens forurensningstilsyn, 2003). Bruk av kvikksølv i bygningsmaterialer foregikk hovedsakelig i perioden 1880-1995, bruk av kadmium er usikkert når startet, men ble i stor grad avsluttet i 2009, mens bruk av bly startet i 1900 og er fremdeles i bruk (SINTEF Byggforsk, 2010). Bruk av blyholdig bygningsmateriale er knyttet til blyinnfattede vinduer eller bygningsbeslag rundt skorsteiner eller andre steder på taket (SINTEF Byggforsk, 2010).

2.2.2 Boligens tetthetsegenskaper og ventilasjon

Utendørsluft vil trenge inn i boligen på ulike måter, som for eksempel via ventilasjonsanlegg, varmepumpe og sprekker i bygningsstrukturen, og slik kan forurensninger fra utendørskilder

transporteres til inneklimate. Inntrengning av utendørsluft til inneklimate trenger imidlertid ikke ha negativ påvirkning på konsentrasjonen av forurensning. Infiltrering av partikler kan avhengig av utendørs luftkvalitet og trykkforhold inne i bygningen, enten øke eller senke konsentrasjonen av forurensninger innendørs (Maroni m.fl., 1995). For eksempel vil ventilasjonsanleggets tilførsel av utendørsluft kunne føre til en fortykning av forurensningskonsentrasjonen innendørs, samt (Maroni m.fl., 1995).

Det finnes ulike ventilasjonsanlegg i boliger, og skillet går gjerne mellom eldre boliger (fra før 70-tallet) og nyere boliger. I de eldre boligene er det gjerne naturlig ventilasjonsanlegg som benyttes, der luft passerer avtrekksventiler ved hjelp av trykkforskjeller mellom ute og inne. Et mekanisk ventilasjonssystem kan også eksistere i eldre boliger, og kan ligne et naturlig ventilasjonssystem. Forskjellen er at luftmengden reguleres ved hjelp av avtrekksvifter, som er en fordel i forhold til naturlige ventilasjonssystemet. En ulempe med begge disse ventilasjonsanleggene, er manglende filtrering av utelufta som transporteres inn i boligen. I nyere boliger er det vanlig med balansert ventilasjonsanlegg. Et slikt ventilasjonsanlegg baserer seg på et viftesystem, der frisk luft trekkes inn, mens brukt luft trekkes ut. Viftene er energieffektive som følge av at store deler av varmen fra brukt luft som trekkes ut overføres til den friske luften som trekkes inn i boligen. Denne typen ventilasjonsanlegg inneholder filter som vil filtrere partikler og annen forurensning fra luften som trekkes inn. (Enova, "u.å.").

Eldre boliger har generelt lavere tetthetsegenskaper enn nyere boliger. Lave tetthetsegenskaper fører til at partikler fra utelufta trenger inn i boligen via sprekker i bygningsstrukturen. De senere årene har det foregått en endring i bygningsdesign, ved bruk av mer syntetisk materiale og økt isolering (Jones, 1999). En følge av endret bygningsdesign og redusert naturlig ventilasjon, kan gi økte konsentrasjoner av forurensning som følge av utslipp fra bygningsmateriale og opphopning av metaller innendørs (Jones, 1999).

Bruk av luftrensere kan påvirke konsentrasjonen av partikler innendørs. En luftrensere renser inneluften ved hjelp av filter og kan forhindre opphopning av partikler (Maroni m.fl., 1995).

2.2.3 Menneskelig aktivitet

Menneskelig aktivitet vil påvirke mengden og type forurensning som finnes i en bolig, og et eksempel er transport av forurensning på utesko fra utendørskilder og inn i boligen (Roberts

m.fl., 1992). Husstøv i boliger der støvmengden kommer som følge av høy barneaktivitet, vil i stor grad bestå av uorganisk materiale, som for eksempel sand (Butte, 2003). En bolig med husdyr vil trolig ha husstøv med høye konsentrasjoner av organisk materiale (Butte, 2003).

Rengjøring er en aktivitet som både kan øke og senke forurensning innendørs. Bruk av rengjøringsmidler kan øke konsentrasjonen av ikke-metaller og VOC'er i en bolig (Maroni m.fl., 1995). Rengjøring vil også fjerne forurensningsholdig husstøv, og bidra til færre overflater for avsetning av partikulært materiale. En studie presenterer støvsuging som kilde til høyere konsentrasjoner av partikulært materiale, som følge av at avsatte støvpartikler på overflater forstyrres (Raaschou-Nielsen m.fl., 2011). Dette forklares nærmere i underkapittel 2.5.

Forbrenningsreaksjoner er trolig hovedkilden til PM_{2,5} innendørs (Maroni m.fl., 1995). Disse partiklene består i stor grad av organiske stoffer som PAH, men også av metaller (Folkehelseinstituttet, 2015d). Utslipp fra forbrenningsreaksjoner utendørs vil som nevnt tidligere kunne transporteres inn i en bolig, og bidra til økte konsentrasjoner av forbrenningsprodukter. Nedenfor vil imidlertid kun innendørs forbrenningsprosesser presenteres.

Vedfyring er en mye brukt oppvarmingskilde i områder med tydelige sesongvariasjoner, og er et godt økonomisk alternativ i forhold til andre oppvarmingskilder. Vedfyring er kilde til forurensning innendørs, spesielt dersom vedovnen er gammel og ikke innehar tilstrekkelig oksygentilførsel. Manglende oksygentilførsel kan føre til dannelse av den giftige gassen karbonmonoksid, samt andre forurensningspartikler og organiske forbindelser (Folkehelseinstituttet, 2015a). En studie viste at utbytting av gamle vedovner med nye EPA-sertifiserte vedovner, førte til en gjennomsnittlig reduksjon på 71 % av PM_{2,5} pr. time (Ward & Noonan, 2008). Utslipp av metaller fra vedfyring kan variere, som følge av at tresorter tar opp metaller fra jord i ulik grad, samt at metallkonsentrasjonene varierer i forskjellige jordområder (Schmidl m.fl., 2008).

Tobakksrøyk er en blanding av partikler og gass, og utgjør en viktig kilde til partikler i inn klimaet (Nazaroff & Klepeis, 2003). Det er knyttet stor bekymring til tobakksrøyking innendørs, blant annet som følge av at røyken inneholder over 3800 ulike forbindelser, er inhalerbar og at forbindelsene forblir i luften i flere timer etter endt røyking (Maroni m.fl.,

1995). Raaschou-Nielsen m.fl. (2011) presenterer i sin studie at $PM_{2,5}$ -konsentrasjonen er 2,8 ganger større i boliger der det har foregått innendørsrøyking. Videre undersøkelser viste at selv om tobakksrøykingen foregikk i kun ett rom i boligen, ville partikkelkonsentrasjonen øke i andre deler av boligen som følge av røyking, deriblant barnerommet (Raaschou-Nielsen m.fl., 2011). Et annet interessant funn i denne studien var at konsentrasjonen av $PM_{2,5}$ økte dersom det var åpne vinduer i boliger der det ikke ble røkt inne, mens konsentrasjonen av $PM_{2,5}$ sank dersom det var åpne vinduer i boliger der det ble røkt inne (Raaschou-Nielsen m.fl., 2011).

Under matlaging genereres partikler til inneklimate. Dennekamp m.fl. (2001) viser i sin studie at både elektrisk komfyr og gasskomfyr genererer ultrafine partikler, der det største utslippet av partikulært materiale knyttes til bruk av gasskomfyr. Det pekes videre på viktigheten av god ventilering under matlaging for å hindre bidrag av potensielt store konsentrasjoner av toksiske partikler til inneklimate (Dennekamp m.fl., 2001). Raaschou-Nielsen m.fl. (2011) presenterer i sin studie at bruk av kjøkkenvifte forhindret høyere konsentrasjoner av $PM_{2,5}$ på barnerommet, og indikerer dermed at bruk av kjøkkenvifte vil senke $PM_{2,5}$ på andre rom i tillegg til kjøkkenet.

Bruk av stearinlys og røkelse er andre eksempler på innendørsforbrenning, der hyppig bruk av stearinlys kan bidra til partikkelforurensning tilsvarende moderat røyking (Folkehelseinstituttet, 2010). Deler av stearinen vil brenne ufullstendig og danne sotpartikler som kan være helseskadelige (Folkehelseinstituttet, 2010). Chuang m.fl. (2012) undersøkte utslipp av partikulært materiale fra stearinlys og røkelse i en kirke. Studien viste at utslipp fra stearinlys i hovedsak besto av ultrafine partikler fra sot, mens fra røkelse ble det imidlertid frigitt både ultrafine- og mikropartikler fra sot, mineraler og organiske partikler (Chuang m.fl., 2012).

Andre menneskelige aktiviteter som bidrar med forurensning kan for eksempel være bruk av pesticider, kosmetiske produkter, hobby utstyr (f. eks fotografiske kjemikalier) o.l. (Maroni m.fl., 1995).

2.2.4 Boligens beliggenhet

Boligens beliggenhet vil ha innvirkning på hva slags type forurensning som blir transportert utenfra og inn i boligen. De ulike kjemiske grunnstoffene og forbindelsene som mennesker utsettes for, kan variere fra landlige til mer urbane strøk, som følge av ulike forurensningskilder.

I urbane områder utsettes befolkningen i stor grad for partikler fra dieselforbrenning. 80 % av PM₁₀ som finnes i de urbane områdene kommer fra dieseleksos, og kan inneholde giftige metaller og organiske stoffer (BéruBé m.fl., 2007). Trafikknære områder er forurenset av blant annet metallene bly, sink, kobber og kadmium (Al-Khashman, 2004). Dersom boligen ligger i mer landlige strøk, vil partikler fra jordbruket tenkes å dominere forurensningen som transporteres inn. Forvitrede mineraler vil også påvirke konsentrasjoner av metaller i utendørsstøv og videre innendørsstøv (Al-Khashman, 2004). Forvittringsprosesser vil variere i ulike områder.

2.2.5 Årstid og meteorologiske forhold

Som følge av blant annet begrenset ventilasjon og hyppigere vedfyring, vil konsentrasjonene av forurensninger i stor grad være større i vinterhalvåret (Missia m.fl., 2010). Davidson m.fl. (2005) presenterer i sin studie at konsentrasjonen av de ultrafine partiklene er ekstra høye om vinteren som følge av lavere mikshøyde og dermed mindre spredning av partikler. Temperaturinversjon kan være en årsak til lavere mikshøyde. Temperaturinversjon oppstår under ugunstige atmosfæriske forhold der faktorer som lange netter, lite skyer, lite vind og omkringliggende fjell er til stede (Manahan, 2009). Disse atmosfæriske forholdene finner sted i vinterhalvåret. Ved temperaturinversjon vil varm luft ligge over kald luft, og vil på denne måten fungere som et *lokk* (Manahan, 2009). Ved temperaturinversjon i byer, vil den reduserte miksemuligheten føre til at forurensning, fra blant annet biltrafikk, samles under *lokket* og fører til oppkonsentrering av forurensning (Manahan, 2009). Årstiden kan også styre hyppighet av åpne vinduer og dører, og vil være med å påvirke konsentrasjonen av forurensning innendørs.

Mye nedbør gir økt slitasje på bygningsmaterialet, og fører blant annet til at metallholdige malingsflak i større grad faller av husvegger. Piggdekkbruk på tørr veibane er en annen form for slitasje som kan øke konsentrasjonen av forurensningspartikler (Folkehelseinstituttet, 2013).

2.3 Metaller

Begrepet tungmetaller brukes om metaller og halvmetaller som har en relativt høy atommasse ($>5 \text{ g cm}^{-3}$), og som kan føre til toksiske effekter ved eksponering (Alloway, 2013). Sporelementer er et videre begrep, som blant annet brukes i biologien om elementer med lave konsentrasjoner (Alloway, 2013).

I denne masteroppgaven vil hovedsakelig metallene sink, kobber, bly, nikkel, krom, kadmium, mangan, kvikksølv, samt halvmetallet arsen studeres. Begrunnelsen for hvorfor disse metallene er valgt ut gis i underkapittel 5.1 i resultat- og diskusjonsdelen. De utvalgte metallene presenteres nedenfor med hensyn på bruksområder, kilder og helseeffekter, men først vil kilder og helsemessige effekter ved eksponering betraktes på generell basis.

2.3.1 Kilder til metaller

Det finnes både naturlige og antropogene kilder til metaller utendørs og innendørs. Tungmetaller eksisterer naturlig i miljøet som blant annet sporelementer i jord og stein, men også som resultat av menneskelig aktivitet (Kurt-Karakus, 2012). Mobilisering av metallene kan forekomme ved naturlige prosesser som skogbrann, vulkanutbrudd, forvitring og erosjon. Utslipp fra disse kildene vil variere som følge av en rekke faktorer. For eksempel vil hyppigheten av skogbranner variere som følge av sesongvariasjoner og forhold som legger til rette for skogbrann. Antropogene utendørskilder til metaller kan være forbrenningsmotorer, veidekke, mekanisk slitasje på kjøretøy, fyring med kull, ved og olje, industri, osv. (Folkehelseinstituttet, 2015a). Som nevnt tidligere, kan utendørskilder påvirke konsentrasjonen av forurensning innendørs ved at metaller fraktes til inneklime gjennom ulike transportveier. Se underkapittel 2.2 for eksempler på innendørskilder til metaller.

Det er utfordrende å knytte tilstedeværelsen av metaller til konkrete kilder. Metallene bly, sink, kobber og kadmium kan for eksempel være et resultat av forvitningsprosesser (Akhter & Madany, 1993), eller utslipp fra trafikkaktivitet (Al-Khashman, 2004). Tilstedeværelsen av metaller er gjerne knyttet til én blanding av ulike kilder. Butte (2003) skriver i sin artikkel om ulike faktorer som kan påvirke konsentrasjonen av kadmium i husstøv, deriblant teppe- og gulvslitasje, avstand fra vei og gruvedrift, gummiunderlag, eksistens av vedfyring, farge på teppet, boligens alder, jord, galvaniserte takplater og om noen av beboerne er under skolealder. De nevnte

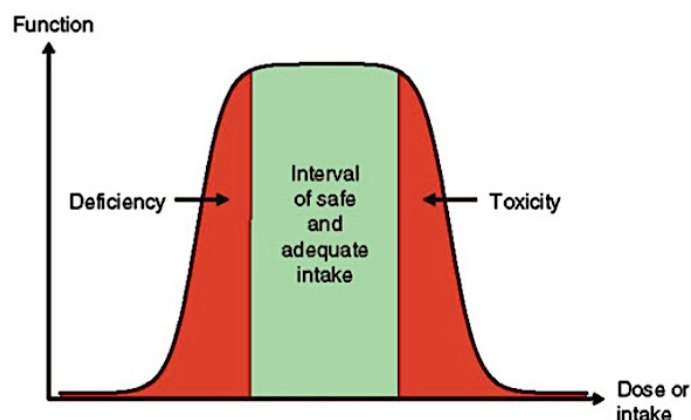
faktorene viser kompleksiteten knyttet til undersøkelse av mulige forurensningskilder og ulike faktorerens påvirkning på inn klimaet i en bolig.

Tidligere var det lite etablert kunnskap om metaller mulige effekter på mennesker, og ble derfor hyppig brukt i ulike materialer og produkter. I dag finnes det bredere kunnskap innenfor dette feltet, noe som har ført til forbud og restriksjon mot flere av disse metallene.

2.3.2 *Metallers påvirkning på menneskets helse*

Det skilles mellom essensielle og ikke-essensielle metaller. De essensielle metallene hører hjemme i menneskekroppen, og er nødvendige for å opprettholde en rekke livsnødvendige funksjoner i mennesket. De ikke-essensielle metallene har ingen kjente biologiske funksjoner i kroppen og kan være toksiske.

De essensielle metallene deles inn i mikro- og makronæringsstoffer. Makronæringsstoffer er grunnstoffer som er nødvendig i store mengder hos en organisme, og eksempler er kalsium, magnesium og kalium (Reece & Campbell, 2011). Mikronæringsstoffer er elementer som trengs i mindre mengder hos en organisme, og eksempler er mangan, sink og kobber (Reece & Campbell, 2011). Metaller kan være nødvendige i lavere konsentrasjoner, men samtidig være toksiske i høye konsentrasjoner. For de essensielle metallene finnes det et optimalt konsentrasjonsområde. I figur 3 illustreres konsentrasjonsområdet for optimalt inntak og konsekvensene dersom inntaket går utenfor dette området. For lavt inntak av et metall kan føre til mangelsykdommer, mens et for høyt inntak kan føre til toksisitet.



Figur 3 En typisk dose-responskurve for essensielle grunnstoffer (Lindh, 2013, s. 130).

Enzymer er katalysatorer som er nødvendige for at en rekke livsviktige reaksjoner skal skje i kroppen. De har spesifikke strukturer, og vil interagere med substanser, kalt substrater, i en slags „lås-nøkkel“-interaksjon (Manahan, 2009). Mange enzymer har en eller flere svovelgrupper der tungmetaller kan, som følge av stor affinitet til svovel, binde seg til enzymet og forstyrre enzymfunksjonen (Nieboer & Richardson, 1980). Eksempler på giftige tungmetaller for disse enzymene er kvikksølv, kadmium, kobber, bly, sink, nikkel, krom og aluminium (Nieboer & Richardson, 1980). Tungmetaller kan i tillegg akkumuleres i kroppens fettvevet (Kurt-Karakus, 2012).

Det er gjennomført mye forskning for å kartlegge hvilke stoffer som er farlige for oss og i hvilke mengder de er farlige. Til tross for mye etablert kunnskap om negative helseeffekter knyttet til eksponering av et enkelt stoff, er det fremdeles manglende kunnskap om cocktaileffekten (Müller & Søndergaard, 2015). Cocktaileffekten, også kalt kombinasjonseffekten, er en effekt som kan gjøre seg gjeldende hos mennesker og andre levende organismer ved eksponering for flere ulike kjemiske grunnstoff og forbindelser (Müller & Søndergaard, 2015). Denne effekten viser at kjemiske grunnstoff og forbindelser hver for seg ikke trenger utgjøre en risiko, men at flere sammen kan føre til negative helseeffekter. Mattilsynet (2016) uttaler imidlertid at sannsynligheten er liten for at en eventuell cocktaileffekt er bekymringsverdig i Norge. Videre påpekes det at de grenseverdiene satt for mat og drikke i Norge er satt med stor sikkerhetsmargin (Mattilsynet, 2016). Mattilsynet (2016) presenterer likevel en utfordring knyttet til eksponering for metaller, dersom metallene har likhet med andre metaller. I slike tilfeller kan konsentrasjonen av disse legges sammen, og dermed øke faren for helseskade. Dersom metaller har stor likhet kan for eksempel et metall med viktige funksjoner i kroppen hemmes av et annet lignende metall.

Hovedfokuset ved risikovurdering av metallers påvirkning på mennesket er effekten av langtidseksponering for et lavt konsentrasjonsnivå. Nedenfor vil et utvalg metaller presenteres, og det gis blant annet informasjon om mulige helseeffekter knyttet til eksponering for metallene. Det er i den anledning viktig å huske på at det finnes en rekke andre helseeffekter enn de som nevnes nedenfor, det er kun tatt med et utvalg. Det er også tenkelig at ikke alle helseeffekter er kjent enda.

2.3.3 Sink (Zn)

Sink er et essensielt metall som mennesker hovedsakelig får i seg gjennom kosten (Casarett m.fl., 2013).

Gruvedrift, industri og forbrenning av kull og avfall er alle eksempler på utslipp av sink til miljøet (Folkehelseinstituttet, 2015c). Sink er en komponent i bildekk og diverse stålkomponenter i en bil (Meza-Figueroa m.fl., 2007; Selinus, 2013), maling (Kurt-Karakus, 2012), murstein og rør (Selinus, 2013), samt en av veldig mange komponenter i tobakk (Maroni m.fl., 1995).

Toksiske effekter som følge av sinkeksponering oppstår kun ved svært høye nivåer av sink (Casarett m.fl., 2013). Inhalering av sinkforbindelser kan blant annet gi skadelige effekter i respirasjonssystemet, samt stressresponser i hjerte-karsystemet (Folkehelseinstituttet, 2015c). Foreløpig er det etablert bredest kunnskap knyttet til eksponering for sink i arbeidsmiljøet (Folkehelseinstituttet, 2015c).

2.3.4 Kobber (Cu)

Kobber er et essensielt metall for kroppen (Casarett m.fl., 2013). Inhalering av kobberforbindelser utgjør kun et lite bidrag for den totale eksponeringen (Folkehelseinstituttet, 2015c).

Kobber benyttes ofte i ren tilstand, i motsetning til mange andre metaller (Stølen, "u.å."a). Som følge av gode termiske og elektriske ledningsevner, benyttes kobber i blant annet ledninger og kokekar (Bradl, 2005). I en ny bolig brukes kobber i kabler, rør, amatur, takbledning o.l., og boligen kan inneholde rundt 200 kg kobber (Stølen, "u.å."a). Vei og togtrafikk kan også bidra med kobberutslipp, der bremsing er den største kilden (Folkehelseinstituttet, 2015c). Kobber er også komponent i maling (Kurt-Karakus, 2012), et produkt ved danning av murstein og rør (Selinus, 2013) og komponent i trykkimpregnert trevirke (Statens forurensningstilsyn, 2003). Utslipp fra brenning av stearinlys kan også være en kilde til kobber (Pagels m.fl., 2007; Pagels m.fl., 2009; Shooto & Dikio, 2011).

Studier utført i arbeidsmiljø viser at inhalering av kobberforbindelser kan gi betennelsesreaksjoner og irritasjon i luftveiene (Folkehelseinstituttet, 2015c). Som nevnt over,

er ikke eksponering av kobber i luft en stor del av den totale eksponeringen. Forskere vet foreløpig lite om andre sammenhenger mellom eksponering og uttrykte helseeffekter for kobber (Folkehelseinstituttet, 2015c). Det er heller ikke funnet noen sammenheng mellom eksponering for kobber og kreft (Casarett m.fl., 2013).

2.3.5 Bly (Pb)

Bly er et ikke-essensielt metall som mennesker i størst grad eksponeres for gjennom kosten (Casarett m.fl., 2013). Bly er et ikke biologisk nedbrytbart metall (Casarett m.fl., 2013).

Tidligere var bly et mye brukt metall, der utslipp var knyttet til blant annet maling, bensin og ammunisjon. Blyhvitt er et blykarbonat som ble benyttet som fargestoff i maling, men nå har både produksjonen og bruk av blyholdig maling blitt regulert i Norge (Wibetoe, "u.å."a). Blyholdig maling kan likevel være til stede på husvegger, for eksempel på eldre boliger og låver med gammel maling. Bensinen i Norge er i dag blyfri, og blyhagl er forbudt. Som følge av at bly er et ikke-nedbrytbart metall, antas det at bly er til stede i jord som følge av utslipp fra maling, drivstoff og ammunisjon. I tillegg har bly vært, og er trolig fremdeles, komponent i produkter som keramikk, glass, plastikk, rør, batterier og legeringer (Bradl, 2005). Annen industri og forbrenningsprosesser er også kilde til bly (Wibetoe, "u.å."a).

Selv om bruk av bly er forbudt i ulike produkter i Norge, er ikke det tilfellet i alle land. I mange andre land er det fremdeles tillatt med bly i bensin, og forurensning fra disse landene kan ved hjelp av jetstrømmene transporteres over lengre distanser, og dermed avsettes langt fra sin opprinnelige kilde (Nordberg m.fl., 2014). Dette kan også gjelde andre metaller.

Bly kobles til en rekke negative helseeffekter, som varierer fra hemming av enzymer til død (Casarett m.fl., 2013). Eksponering for bly kan blant annet påvirke det perifere- og sentrale nervesystemet, samt skade nyrene og motvirke syntese av hemoglobin (Manahan, 2009). Barn er særlig utsatt for nervesystemskader som følge av at de har et nervesystem i utvikling. I tillegg kan eksponering for bly påvirke utviklingen av kognitive funksjoner hos barn (Casarett m.fl., 2013).

2.3.6 Nikkel (Ni)

Nikkel er et ikke-essensielt metall for mennesker (Casarett m.fl., 2013).

Nikkel er komponent i blant annet legeringer, batterier, katalysatorer, keramikk og maling (Bradl, 2005), samt en av mange komponenter i tobakk (Maroni m.fl., 1995). Viktige kilder til nikkel i luft er industri og forbrenning av olje og kull (Folkehelseinstituttet, 2015c). Ved bilbruk kan nikkelutslipp både knyttes til nikkel som komponent i stållegering (Selinus, 2013), samt ved forbrenning av drivstoff (Meza-Figueroa m.fl., 2007).

Det er nikkeleksponering gjennom inhalering som er den viktigste eksponeringsveien for negative toksiske effekter (Casarett m.fl., 2013). Et for høyt opptak av nikkel kan føre til økt risiko for flere krefttyper, luftveisplager, fødselsdefekter, hjerteproblemer og allergi (Tilset, "u.å.").

2.3.7 Krom (Cr)

Krom (III) og krom (VI) er hovedformene for krom, der krom (III) er formen som i størst grad opptrer i naturen (Folkehelseinstituttet, 2015c). Krom (III) er et essensielt metall for mennesker, mens krom (VI) er giftig for mennesker (Casarett m.fl., 2013). Inntaket av krom foregår i størst grad gjennom kosten (Folkehelseinstituttet, 2015c).

Krom er komponent i blant annet stål, pigmenter, tekstiler, lær (Bradl, 2005), samt i trykkimpregnert trevirke (Statens forurensningstilsyn, 2003). Ved bilbruk kan kromutslipp både knyttes til krom i stållegering og forkromming av bil (Meza-Figueroa m.fl., 2007; Selinus, 2013). Kromutslipp forekommer også ved forbrenning av kull og industri (Zanobetti m.fl., 2009).

Det knyttes hovedsakelig negative helseeffekter til luftbåret krom (VI) ved eksponering i arbeidsmiljø. Fra dyreforsøk er det vist at krom kan påvirke lever, hud, luftveier og nyrer (Folkehelseinstituttet, 2015c). Det vises også til sammenheng mellom eksponering for kromater og utvikling av kreft (Folkehelseinstituttet, 2015c).

2.3.8 *Kadmium (Cd)*

Kadmium er et ikke-essensielt metall for mennesker, der eksponering gjennom kosten utgjør hovedkilden (Casarett m.fl., 2013).

Kadmium knyttes til utslipp fra overflatebehandling av metall, plast, mineralgjødsel, fossilt brennstoff, bildekk, industri (Ottesen m.fl., 2007), samt vedfyring (Butte, 2003). Kadmium er også en av mange komponenter i tobakksrøyk (Folkehelseinstituttet, 2015b).

Eksponering for kadmium kan blant annet føre til skade på skjelettet og nyrene, samt skadet lungevev som følge av inhalering av kadmiumoksid (Manahan, 2009). Kadmiumeksponering kan også være kreftfremkallende (Casarett m.fl., 2013). Noen grupper er mer sårbare enn andre, for eksempel kvinner i fertil alder med lavt nivå av jern der det observeres større absorpsjon av kadmium (Nordberg m.fl., 2014). Barn er en annen sårbar gruppe, der eksponering for kadmium assosieres med nevrologiske effekter (Nordberg m.fl., 2014). Lignende sårbare grupper vil trolig være tilfellet for flere av metallene i dette underkapittelet.

2.3.9 *Arsen (As)*

Arsen er et halvmetall, og er et ikke-essensielt metall for menneskekroppen (Casarett m.fl., 2013).

Arsen kan være tilsetningsstoff i dyremat, keramikk, pesticider, insekticider, elektroniske komponenter, gruvedrift, smelteverk, tekstiler og fargepigmenter i maling (Bradl, 2005). Arsen har også vært brukt i trykkimpregnering av trevirke (Statens forurensningstilsyn, 2003).

Det knyttes en rekke toksiske effekter til eksponering for arsen. Ved inntak av uorganisk arsen vil over 80 % absorberes fra fordøyelseskanalen (Statens forurensningstilsyn, 2003). Arseneksponering knyttes til flere kreftformer, deriblant hudkreft og lungekreft (Casarett m.fl., 2013). En annen negativ helseeffekt tilknyttet arseneksponering er hemmet ATP-produksjon (Manahan, 2009).

2.3.10 Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv er et ikke-essensielt metall for mennesker (Casarett m.fl., 2013). Det er på de tre formene metallisk kvikksølv, organisk bundet kvikksølv og kvikksølv salt at kvikksølv hovedsakelig foreligger (Ottesen m.fl., 2007).

Kilder til kvikksølv kan være krematorier, klorproduksjon, treforedlingsindustri, ulike måleinstrumenter og amalgamfyllinger i tennene (Ottesen m.fl., 2007). Bruk av kvikksølv i en rekke produkter ble forbudt i Norge i 2008, men kvikksølv i sparepærer og lysstoffrør er fremdeles i bruk (Wibetoe, "u.å"b).

Som for andre metaller vil toksiske effekter ved eksponering for kvikksølv variere med ulik kjemisk form, der blant annet metylkvikksølv absorberes raskere i kroppen enn uorganisk kvikksølv (Nordberg m.fl., 2014). Begge kan ha toksisk effekt på mennesker, der uorganisk kvikksølv i hovedsak angriper nyrene, mens metylkvikksølv kan skade nervesystemet, det kardiovaskulære systemet, utvikling og reproduktivitet (Nordberg m.fl., 2014). Metylkvikksølv er fettløselig og kan oppkonsentreres og akkumuleres i næringskjeden (Folkehelseinstituttet, 2015c).

2.3.11 Mangan (Mn)

Mangan er et essensielt metall for mennesker, der kosten utgjør hovedkilden (Casarett m.fl., 2013).

Mangan er komponent i blant annet batterier, legeringer, pigmenter og soppmidler (Bradl, 2005). Metallet inngår også i produksjonen av glass, lær, kunstgjødsel, tekstiler og kontrastmiddel (Folkehelseinstituttet, 2013).

Til tross for at mangan er et essensielt metall, vil et høyt inntak kunne være helseskadelig (Folkehelseinstituttet, 2013). Inhalering av mangan kan blant annet gi betennelsesreaksjoner i lungene, og ha toksisk påvirkning på nervesystemet (Folkehelseinstituttet, 2015c).

2.4 Tilstandsklasser, grenseverdier og andre kriterier

Tilstandsklasser, grenseverdier og andre kriterier er verktøy for helsemessig risikovurdering av metalleksponering, og er utarbeidet for ulike media, deriblant jord, luft, mat og drikkevann. For jord er det etablert fem tilstandsklasser, disse er presentert i tabell 2. For hver tilstandsklasse gis retningslinjer for bruk av arealer med forurenset grunn (Statens forurensningstilsyn, 2009). Tilstandsklassene sier imidlertid ingenting om eventuell spredning av miljøgifter, noe som også må vurderes for å få en fullstendig oversikt (Statens forurensningstilsyn, 2009). Hvilke tilstandsklasser som er akseptable vil variere ut ifra hva arealet over grunnen skal brukes til (Statens forurensningstilsyn, 2009). For eksempel gjelder tilstandsklasse 2 for arealbruk til bolig, barnehager, lekeområder og parker, og metallkonsentrasjonene i jorda innenfor denne klassen representerer liten helserisiko (Ottesen m.fl., 2007). Det er først for tilstandsklasse 4 at det vises til alvorlig helserisiko ved eksponering, som følge av betydelige mengder giftige metaller i jorda (Ottesen m.fl., 2007).

Tabell 2 Tilstandsklassene i jord som beskriver tilstanden i grunnen (Statens forurensningstilsyn, 2009).

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall

Ottesen m.fl. (2007) har i deres rapport om tilstandsklasser av metaller i jord gjennomført vurderinger for enkeltmetaller, og det er ikke tatt hensyn til tilstedeværelsen av andre stoffer. Dette utgjør en svakhet i modellen for tilstandsklasser.

For luft er det ikke utarbeidet tilstandsklasser som vist for jord, men det er i stedet etablert luftkvalitetskriterier for ulike forureningskomponenter i luft. Kriteriene er basert på de mulige helseeffektene eksponering for luftforurensninger kan gi (Folkehelseinstituttet, 2013). Luftkvalitetskriteriene er satt lavt, der hovedtanken er at de også skal gjelde for de sårbare gruppene (Folkehelseinstituttet, 2013).

Det er utarbeidet grenseverdier for konsentrasjoner av ulike forurensninger i mat og drikkevann. Grenseverdiene gir informasjon om hvor store konsentrasjoner et menneske kan eksponeres for

av et metall før det er fare for negative helseeffekter. Det har ikke lyktes å oppdrive informasjon om hvilke grupper mennesker grenseverdiene er satt for. Det kan med andre ord være tilfellet at grenseverdiene ikke tar høyde for at noen menneskegrupper er mer sårbare for metalleksponering enn andre, deriblant barn (se 2.1.3) og eldre.

Å fastslå et direkte forhold mellom konsentrasjonen av metaller i luft og helsemessig risikovurdering er vanskelig (Maroni m.fl., 1995). En årsak til det er at kroppen kan påvirkes negativt i større grad av metallinntak gjennom mat enn ved inhalering, dette er tilfellet for blant annet bly og kadmium (Maroni m.fl., 1995). Det betyr imidlertid ikke at metallkonsentrasjoner i luft er uinteressant for de metaller det måtte gjelde, ettersom tilstedeværelsen av metallene i luften vil kunne kontaminere maten. Her vises nok en gang kompleksiteten knyttet til kartlegging av grenseverdier, tilstandsklasser og andre kriterier.

Det er ikke utarbeidet grenseverdier, tilstandsklasser eller andre kriterier for metaller i husstøv.

2.5 En støvsugers virkemåte

Munnstykket til en støvsuger er inngangen for luft, mens utgangen for luft er plassert på kroppen til støvsugeren. Motoren i støvsugeren er festet til en vifte, og ved tilført energi vil viften rotere og føre til at luft inne i støvsugeren presses mot utgangen. Dragningen av luft mot viften, fører til et økt lufttrykk foran viften, og et lavere lufttrykk bak viften (Harris, 2001). Som følge av det lavere lufttrykket inni støvsugeren, vil luft trekkes inn i støvsugeren.

Bruk av sentralstøvsugeranlegg eller støvsuger med HEPA-filter er ønskelig for å bedre inneklimaet i en bolig. Et HEPA-filter kan fange opp de fine partiklene fra husstøvet som ellers ville blitt transportert gjennom støvsugeren og ut igjen med utblåsningslufta. Ved manglende effektivitet hos en støvsuger kan støvsuging føre til økt resuspensjon av avsatte støvpartikler, og slik kan støvpartikler bli mer tilgjengelig for inhalering. Et HEPA-filter kan også være til stede i for eksempel luftrensere. (SINTEF Byggforsk & Norges Astma- og allergiforbund, 2006).

2.6 Tidligere forskning

Som følge av at gjennomsnittsmennesket i løpet av en dag oppholder seg i underkant av 90 % innendørs, er forskning på inneklima svært aktuelt. Forskingen rundt temaet er bred, og tar for seg alt fra forskning knyttet til eksponering av et eller noen få metaller (Feng & Barratt, 1994) til metastudier (Olsen, 2016). Noen studier tar for seg spesifikke aktiviteter, som brenning av stearinlys og røkelse i kirker og i hvilken grad dette er helseskadelig for kirkegjengere (Chuang m.fl., 2012).

Simoni m.fl. (1998) betrakter i sin studie ulike faktorer som kan påvirke inneklimaet. I denne studien knyttes konsentrasjoner av forurensninger til bruk av gass, røyking innendørs og sesongvariasjoner (Simoni m.fl., 1998). Det blir også undersøkt noen spesifikke forbindelser, deriblant konsentrasjonen av nitrogendioksid. I forbindelse med studien ble det innhentet detaljert informasjon om blant annet hyppigheten av åpne vinduer og tid brukt på matlaging, både sommer og vinter (Simoni m.fl., 1998). Dette er et eksempel på at flere faktorer sjekkes i en og samme studie, og det kan trekkes sammenligner til denne masteroppgaven.

Cizdziel og Hodge (2000) undersøkte i sin studie støvprøver fra loft som ikke hadde blitt utsatt for rengjøring over lengre tid. På denne måten kan enn se på loftstøvet som et arkiv for husstøv og deres tilknyttede forurensninger (Cizdziel & Hodge, 2000).

Feng og Barratt (1994) studerte bly- og kadmiumsammensetningen i husstøv. Husstøvet ble hentet fra støvsugerposer benyttet i boliger med ulik alder og fra kontorbygninger. Studien viste at konsentrasjonen av bly og kadmium innendørs korrelerte med bygningens alder (Feng & Barratt, 1994). Det ble også presentert høyere konsentrasjoner av de to metallene i kontorbygningene, og funnet ble knyttet til større aktivitet i disse bygningene, sammenlignet med boligene. I tillegg til husstøvet sammensetning ble ulike fraksjoner i støvmatriksen undersøkt. Denne informasjonen er interessant som følge av at ulike fraksjoner binder metaller på ulikt vis, samt at innhold i de ulike støvfraksjonene kan gi nyttig informasjon i arbeidet med å kartlegge kontamineringskilder for metallene (Feng & Barratt, 1994)

Som følge av at barn er mer sårbare for forurensning av tungmetaller enn voksne, er det utført en rekke studier på tungmetaller i støv fra skolebygninger (Darus m.fl., 2012; Meza-Figueroa m.fl., 2007). Raaschou-Nielsen m.fl. (2011) studerte inneklimaet i barnerom, og fra studien

kom det blant annet frem hvordan aktiviteter som matlaging kan påvirke konsentrasjonen av forurensning i barnerom. I studien ble det målt lavere konsentrasjoner av forurensning som følge av matlaging i de boligene der kjøkkenvifte var benyttet, sammenlignet med de boligene der kjøkkenvifte ikke var benyttet (Raaschou-Nielsen m.fl., 2011).

Mølhav (2003) skriver om passive prøvetakere og deres forskjell fra prøvetaking utført ved hjelp av støvsugere. De passive prøvetakerne vil ikke ta til seg like store partikler som vil være tilfellet ved innsamling ved hjelp av støvsuger (Mølhav, 2003). I denne artikkelen presenteres støvsuging som en god metode for innsamling av støvprøver.

Det er gjennomført et begrenset antall studier der prøvetakning har foregått ved hjelp av støvsuging (Kurt-Karakus, 2012; Roberts m.fl., 1992; Von Lindern m.fl., 2003). Kurt-Karakus (2012) har i sin studie fått hjelp av 39 frivillige deltakere til å støvsuge for seg, og prøvene ble samlet inn fra både boliger og kontorer. Deltakerne svarte i tillegg på enkle spørsmål om den bygningen de støvsugde (Kurt-Karakus, 2012). Fra studien kommer det frem at det ikke er signifikante forskjeller i tungmetallkonsentrasjoner i innendørsstøv i de urbane, suburbane og distriktsområdene, bortsett fra for nikkel. Videre trekker forfatteren i tvil det faktum at datasettet er relativt lite. I tillegg må det påpekes at disse prøvene er innhentet i Istanbul, der klimaet avviker i stor grad fra det norske klimaet, og funnene kan dermed ikke overføres direkte til denne masteroppgaven. Von Lindern m.fl. (2003) kommenterer i sin rapport ulemper ved bruk av støvsugerposeinnhold som prøvemateriale der frivillige deltakere har gjennomført støvsugingen. En ulempe kan være manglende kontroll over den gjennomførte prøveinnsamlingen, for eksempel kan beboere ha støvsugd i bilen eller på terrassen i tillegg til inne i boligen (Von Lindern m.fl., 2003). Videre pekes det mot ulemper som ulikheter knyttet til frekvens av vasking, støvsugerens effektivitet, måten det støvsuges på og ellers andre vaner beboerne har (Von Lindern m.fl., 2003). Det knyttes også fordeler til bruk av denne metoden, og Von Lindern m.fl. (2003) påpeker at metoden er enkel, rask og rimelig.

Som det kommer frem i dette underkapittelet, er det gjennomført forskning på området tidligere. Det viser seg imidlertid at mye av forskningen gir spredte resultater, samt at det kun er gjennomført et begrenset antall studier der innhenting av husstøv foregår via støvsugerposer. Det har heller ikke lyktes å finne studier gjennomført i et klima lignende det norske, og det vil være interessant å se på tilstanden i Norge. Denne masteroppgaven anses derfor å gi et nyttig

bidrag til forskningsområdet. På NTNU finnes også det beste analyseutstyret for lave grunnstoffkonsentrasjoner, med deteksjonsgrenser på ppb-ppt nivå.

3. Analysemetoder og statistikk

Dette kapittelet tar for seg teorien bak instrumentene UltraClave og ICP-MS, samt feilkilder knyttet til bruk av ICP-MS som analysemetode. De statistiske metodene som er benyttet i databehandling blir gjennomgått.

3.1 UltraClave

Før prøvene kan analyseres ved hjelp av ICP-MS, må de dekomponeres. Med dekomponering menes det at det lages en homogen løsning, det faste stoffet løses opp (Bye, 2009). Det finnes en rekke instrumenter for denne oppgaven, men i dette prosjektet benyttes UltraClave, som er basert på et høytrykk autoklaver oppsett.

Prøvematerialet som skal analyseres må på forhånd veies inn i prøverør. Det er viktig at prøverørene er av resistent materiale, for å unngå at prøvene forurenses. Til prøverørene tilsettes en passende syre. Det benyttes ofte salpetersyre i en slik tilsetning, ettersom salpetersyre er et sterkt oksidasjonsmiddel, og de fleste metaller vil i nærvær av salpetersyre oksideres til sine respektive ioner (Bye, 2009). Bruk av salpetersyre gir også få interferenser. Syren vil reagere med det organiske materialet i prøven, og et produkt i denne reaksjonen er NO_x-gasser.

Prøverørene plasseres i et stativ, som videre nedsenkes i et kar. Dette karet er på forhånd fylt med milli-Q vann (MQ-vann), svovelsyre og hydrogenperoksid. Blandingen av svovelsyre og vann vil absorbere mikrobølger. Fra prøverørene kan det forekomme NO_x-gass lekkasje, og det er hydrogenperoksidets oppgave å oksidere NO_x-gassene videre til salpetersyre (Bye, 2009). Når prøverørene er nedsenket i karet vil det settes et lokk på, og karet utgjør nå en lukket beholder.

For at dekomponeringsprosessen skal skje, er det nødvendig med høy temperatur. Et temperaturprogram må forhåndsprogrammeres før UltraClave-instrumentet settes i gang (Vedlegg G). Prøverørene bestråles med mikrobølger og løsningen i prøverørene vil absorbere strålingen, mens prøverørene ikke absorberer mikrobølgene (Bye, 2009). Ved absorpsjon av mikrobølger settes det i gang en rotasjonsbevegelse hos molekyler og ioner (Bye, 2009). Rotasjonen spres videre ved kollisjon med andre molekyler og ioner. På denne måten vil den kinetiske energien hos molekylene og ionene øke, og gi temperaturøkning. For å kompensere

for det økte trykket i prøverørene, tilføres nitrogengass til karet. Trykket er til stede fra start, og ligger på rundt 50 bar.

UltraClave-instrumentets mulighet for å variere størrelsen på prøvebeholderne og oppnå høye temperaturer, gjør at instrumentet kan dekomponere både store mengder prøver og prøver som i utgangspunktet vanskelig lar seg løse (Bye, 2009).

3.2 ICP-MS

3.2.1 *Virkemåten til ICP-MS*

ICP-MS (induktivt koplest plasma massespektrometri) er et mye brukt analyseinstrument for multielementanalyse, og er spesielt egnet for å detektere kationer. Felles for atomspektrometriske metoder er at prøven må konverteres til gassfaseatomer og ioner, de må atomiseres (Skoog, 2004). Prøven, som vanligvis er i væskeform, pumpes inn i maskinen (Thomas, 2001). Ved hjelp av en forstøver omformes prøven til små dråper, aerosoler (Skoog, 2004). Prøven utsettes så for høy-temperatur plasma, der hensikten er å generere positivt ladede ioner (Thomas, 2001). Plasmaet består av en gassblanding, bestående av både kationer og elektroner, vanligvis argonioner og elektroner (Skoog, 2004). Ved transportereringen gjennom det varme plasmaet vil prøven forandres fra en væske aerosol til fast partikkel, før så videre til gassform (Thomas, 2001). Plasmaet har nå omgjort aerosolene til atomer, og videre til ioner. Ionene føres så videre til et massespektrometer. Massespektrometerets oppgave er å skille ionene, og til det benyttes vanligvis et elektrostatiske kvadrupol-massefilter (Thomas, 2001). I massefilteret, der temperaturen kan være opp mot 10000 K, vil ionene separeres på bakgrunn av ulike masse/ladning- forhold (Skoog, 2004). De separerte ionene vil nå detektoren, og konverteres til elektrisk puls, der størrelsen av pulsen vil korrespondere med konsentrasjonen av et element i prøven (Thomas, 2001).

Et hvert analytisk apparat vil ha sin deteksjonsgrense, og denne grensen gir informasjon om den laveste konsentrasjonen som kan rapporteres innenfor et visst konfidensnivå (Skoog, 2004). Deteksjonsgrensen vil variere for de ulike metallene. Generelt vil det for metaller være en deteksjonsgrense under ppb nivå ved bruk av ICP-MS, og ned mot ppt nivå ved bruk av HR-ICP-MS (høyoppløselig induktivt koblet plasma massespektrometri), som følge av lave bakgrunnsnivåer (Skoog, 2004).

3.2.2 Feilkilder ved bruk av ICP-MS

Som for alle andre analyseinstrumenter, er det knyttet feilkilder til bruken av ICP-MS. I hovedsak er dette feilkilder knyttet til matriks, drift og interferens (Jenner m.fl., 1990).

For ICP-MS instrumentet deles feilkilder knyttet til interferens opp i de to klassene, spektroskopiske interferenser og matrikseffekter (Skoog, 2004). Spektroskopiske interferenser vil kunne forekomme dersom det er likt masse/ladning- forhold mellom et analyttion og et ion i plasmaet (Skoog, 2004). For å redusere eller unngå slik interferens, kan HR-ICP-MS benyttes. Dersom konsentrasjonen i en prøve er for høy, vil det kunne føre til matrikseffekter som kan påvirke analyttsignalet (Skoog, 2004). Denne effekten kan blant annet motvirkes ved å fortynne prøven tilstrekkelig eller ved å endre introduseringsprosedyren. En prøve bør ikke ha mer enn 0,2 % totalt oppløst stoff dersom det skal oppnås optimal stabilitet og instrument ytelse (Thomas, 2001).

Over tid vil instrumentresponsen i ICP-MS instrumentet endre seg. Drift kan oppstå som en følge av dette, og hemme sensitiviteten til instrumentet (Cheatham m.fl., 1993). Drift kan blant annet forårsakes av endringer i omgivelsestemperatur, som vil påvirke stabiliteten av elektroniske kretser (Cheatham m.fl., 1993). En annen årsak til drift er dersom det er avsatt salter på spalteåpningen i apparatet, som følge av analyse gjort på prøver med mye oppløst materiale (Cheatham m.fl., 1993).

Generelt kan feilkilder knyttet til analytiske forsøk skyldes systematiske og tilfeldige feil, og disse kan spores tilbake til metoden, instrumentet og menneskelige feil (Skoog, 2004). Ved å kalibrere, jobbe nøyaktig, bruke standarder, blankprøver og referansemateriale, vil de systematiske feilene reduseres (Skoog, 2004). For å holde de tilfeldige feilene på et akseptabelt nivå, vil det være viktig å kontrollere de ulike variablene som påvirker målingene.

3.3 Statistikk

For å behandle data innhentet fra ICP-MS analysen, brukes ulike statistiske beregninger som verktøy. Disse presenteres nedenfor.

3.3.1 Gjennomsnitt

For å beregne gjennomsnitt benyttes følgende formel:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{n} \quad (1)$$

der x_i er hver enkelt verdi i datasettet, og n er antall verdier i datasettet (Skoog, 2004).

3.3.2 Standardavvik og det relative standardavvik

Standardavvik forteller noe om hvor langt hver enkelt verdi ligger fra gjennomsnittsverdien. Med andre ord forteller det om spredningen i datasettet. Et lavt standardavvik viser til liten spredning i datasettet. Formelen for standardavvik er:

$$s = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (2)$$

der x_i er hver enkelt verdi i datasettet, \bar{x} er gjennomsnittet av verdiene i datasettet og n er antall verdier i datasettet (Skoog, 2004).

Det relative standardavviket er et uttrykk for standardavvik i prosent, og gis ved formelen:

$$rsd = \frac{s}{\bar{x}} \times 100 \quad (3)$$

der s er standardavvik for prøven, \bar{x} er gjennomsnittet av verdiene i datasettet (Skoog, 2004).

Ved bruk av ICP-MS for analyse av spormetaller vil prøvene ofte analyseres flere ganger og det relative standardavviket (rsd) kan regnes ut fra resultatene ved hver analyse. Rsd vil da fortelle noe om presisjonen i dataanalysen, ved å vise hvor spredd de ulike parallellene av en prøve er. En stor rsd-verdi indikerer stor usikkerhet i analyseresultatet. Rsd-verdien bør ligge på under 5 % for makroelementer, og under 10 % for sporelementer (Liu m.fl., 2008).

3.3.3 Varians

Varians er et mål for spredningen i prøveverdiene, og beregnes ved følgende formel:

$$Var(x) = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1} = s^2 \quad (4)$$

der x_i er hver enkelt verdi i datasettet, \bar{x} er gjennomsnittet av verdiene i datasettet og n er antall verdier i datasettet (Skoog, 2004).

Den relative variansen er et uttrykk for varians i prosent, og gis ved formelen:

$$\text{Relativ varians} = \frac{s^2}{\bar{x}} \times 100 \quad (5)$$

3.3.4 T- test

En t-test er en statistisk vurdering som kan undersøke om konsentrasjonen av et metall fra en gruppe prøver vil være signifikant forskjellig fra en annen gruppe prøver. En t-test kan også benyttes for å vurdere om en verdi er en *outlier*, altså en verdi som avviker i stor grad fra resten av resultatene (Skoog, 2004).

Det skilles mellom parett og uparett t-test. En parett t-test benyttes dersom de to datasettene som sammenlignes kommer fra det samme utvalget (Skoog, 2004). En uparett t-test benyttes når datasettene kommer fra to ulike utvalg. Det skilles også mellom en- og to-prøve t-test. En to-prøve t-test benyttes dersom det er grunn til å tro at standardavviket er ulikt mellom de to datasettene (Skoog, 2004).

T-testen benyttet i denne masteroppgaven er en uparett to-prøve t-test. For å utføre t-test beregninger i denne oppgaven, ble det lastet ned et analyseverktøy i Excel. Formlene som analyseverktøyet baserer beregningene på er vist i likning 6 og 7. Når det antas en ulik varians i prøvesettene, vil formelen i likning 6 benyttes til å beregne den statistiske t-verdien (Microsoft, "u.å."):

$$t_{stat.} = \frac{\bar{x} - \bar{y} - \Delta_0}{\sqrt{\frac{s_1^2}{m} + \frac{s_2^2}{n}}} \quad (6)$$

I uttrykket over er \bar{x} gjennomsnittet, m er antall ulike verdier og S_1^2 er variansen i det første datasettet. \bar{y} er gjennomsnittet, n er antall ulike verdier og S_2^2 er variansen i det andre datasettet.

Formelen vist i likning 7 benyttes til å beregne graden av frihet, df (Microsoft, "u.å."):

$$df = \frac{\left(\frac{s_1^2}{m} + \frac{s_2^2}{n}\right)^2}{\frac{(s_1^2/m)^2}{m-1} + \frac{(s_2^2/n)^2}{n-1}} \quad (7)$$

I forkant av t-testen settes to hypoteser, nullhypotesen og den alternative hypotesen. Nullhypotesen (H_0) settes til at gjennomsnittet mellom de to datasettene er like, $H_0: \mu_1 = \mu_2$. Den alternative hypotesen (H_a) settes til et ulikt gjennomsnitt mellom de to datasettene, $H_a: \mu_1 \neq \mu_2$.

T-verdien ($t_{statistisk}$) beregnet ved hjelp av likning 6 kan sammenlignes med den kritiske verdien for t ($t_{kritisk}$) som er angitt i Microsoft Excel. Dersom $|t_{stat.}| < t_{krit.}$ er det ingen signifikant forskjell mellom gjennomsnittsverdiene for de to datasettene, og nullhypotesen aksepteres. Dersom $|t_{stat.}| > t_{krit.}$ er forskjellen signifikant og nullhypotesen forkastes, mens den alternative hypotesen ikke utelukkes. Et viktig poeng er at t-testen sier noe om forskjellen mellom prøver, men ingenting om årsaken til forskjellen (Løvås, 1999).

Fra t-testen presenteres også en p-verdi. Dersom nullhypotesen er sann, vil p-verdien gi informasjon om sannsynligheten for at forskjellen mellom de to datasettene skyldes tilfeldigheter. Jo lavere p-verdi, jo lavere sannsynlighet.

Å oppgi et konfidensintervall er den vanligste måten å kvantifisere mengden av usikkerhet (Larsen & Marx, 2013). Et konfidensintervall angir et intervall rundt gjennomsnittet, \bar{x} , av et sett resultater der den sanne verdien μ (populasjonens gjennomsnitt) ligger med en bestemt sannsynlighet (Skoog, 2004). Et konfidensnivå må velges ved bruk av t-test, og det er vanlig å velge et konfidensintervall på 95 %. Dette nivået representerer sannsynligheten for å finne μ innenfor et gitt intervall. Konfidensnivået sier imidlertid ingenting om sannsynligheten for at nullhypotesen er riktig eller ikke (Løvås, 1999). En annen måte å uttrykke akseptable feil på er ved hjelp av signifikansnivået, α , der $\alpha = 0,05$ tilsvarer et konfidensnivå på 95 % (Løvås, 1999).

3.3.5 Korrelasjon

Tilstedeværelsen av metaller i en prøve kan korrelere. Det vil si at en økning i konsentrasjon av det ene metallet knyttes til en økning i konsentrasjon hos et annet metall. Korrelasjonen oppgis ved en korrelasjonsfaktor (R^2), og jo nærmere 1 korrelasjonsfaktoren er, desto bedre korrelerer metallene. En korrelasjonsfaktor lik 1 gir lineær korrelasjon mellom variablene.

4. Materiale og metode

Dette kapittelet inneholder en detaljert beskrivelse av metoden benyttet for innhenting og analysering av prøvematerialet. I tabell 3 presenteres benyttet utstyr og materiale. I kapittelet er det også presentert tiltak som er utført med tanke på kvalitetskontroll.

Tabell 3 Benyttet utstyr og materiale som på ulik måte har vært i kontakt med prøvematerialet, sett bort fra referansematerialet.

Komponent	Type	Leverandør	Egenskaper
Støvsugerpose	Art.nr.: 84-0350	Biltema	Standardpose – Papirmateriale
Lynlåspose	30x40 cm, 50MY Varenr.: 000000000001481234	Maske	Metallfri
Filter	Ramme: POM Sikteduk: nylon (DIN-4197)	Retsch	600 ym
CC-cups	Vial CC PS w/cap 25 ml Art.nr.: 02-901-2100	Heco	Metallfri
MQ-vann	Ionebyttet vann	BioNordika Bergmann	Renset vann
Salpetersyre	50 % Ultra pure	IKJ - NTNU, destillert vha Milestone SubPur enhet	Ultra pure
Referansemateriale	Soil GBW-07408	ChemScan	Jord
UltraClave-rør	PFA-materiale 18 ml	Milestone	Ultrakjemisk resistent materiale
ICP-MS rør	15 ml	VWR 525-0461	Ultrakjemisk resistent materiale
Flaske - fortynning	PFA-materiale 125 ml	Milestone	Ultrakjemisk resistent materiale

4.1 Valg av støvsugerpose og testing av prosedyre for behandling av innhentet støvsugerpose

Før støvsugerposene ble utlevert, ble materialet i støvsugerposen analysert og eventuelle hensyn tilknyttet prøvetakning, innhenting og den etterfølgende analysen ble undersøkt.

4.1.1 Analyse av støvsugerposens materiale

Det ble gjennomført analyse på materialet i en standard støvsugerpose kjøpt på Biltema. Hensikten var at alle beboere som var med på prøvetakningen skulle støvsuge med denne posen. Støvsugerposen var laget av tykt, gråpapirlignende papir ytterst og et tynt lag med hvitt papir på innsiden. Det ble gjort klar ca. 3 g av støvsugerposen i porselensdigel og ca. 0,3 g direkte i CC-kopp av det tykke papiret. Grunnet plassmangel i UltraClave ble det ikke kjørt prøver av kun det hvite papiret. Porselensdigelen var på forhånd vasket med såpe og vann, skylt i ionebyttet vann, tørket på 110 °C i 10 minutter, før den ble satt i en glødeovn på 550 °C i 15 minutter og til slutt kjølt ned i eksikator i 10 minutter.

Posen som ble overført til porselensdigelen ble forasket i ovn på 550 °C i 20 minutter, for så å bli avkjølt i eksikator. Det ble laget to paralleller. I tillegg var det to paralleller av tykt papir i CC-kopp. Grunnet plassmangel i UltraClave-instrumentet ble kun én av hver parallell dekomponert og analysert med ICP-MS. Se prosedyre nedenfor.

4.1.2 Test av prosedyre for behandling av innhentede støvsugerpose

For å finne en god behandlingsprosedyre for de 47 innhentede støvsugerposene, ble en støvsugerpose, som ikke var blant de innhentede prøvene, åpnet og gjort klar til analyse. Mengden husstøv i støvsugerposen bekreftet at en prøvetakningstid på fire uker var tilstrekkelig for å samle inn nok husstøv, så lenge det ble støvsugd minst én gang i uken. Det ble utarbeidet en rutine for behandling av innhentet prøvemateriale, og resultatet av prosedyretestingen vises i 4.3.

Fra det filtrerte husstøvet ble det tatt ut to paralleller av ca. 0,3 g av finstøvet, som videre ble overført til CC-kopp. Det ble også tatt ut to paralleller av ca. 3 gram husstøv som ble overført til en porselensdigel, og glødet i ovn (550 °C) i 20 minutter, før prøven i porselensdigelen ble avkjølt i eksikator i ca. 10 minutter. Disse prøvene ble klargjort for UltraClave og videre ICP-MS analyse ved samme prosedyre som beskrevet i 4.4.

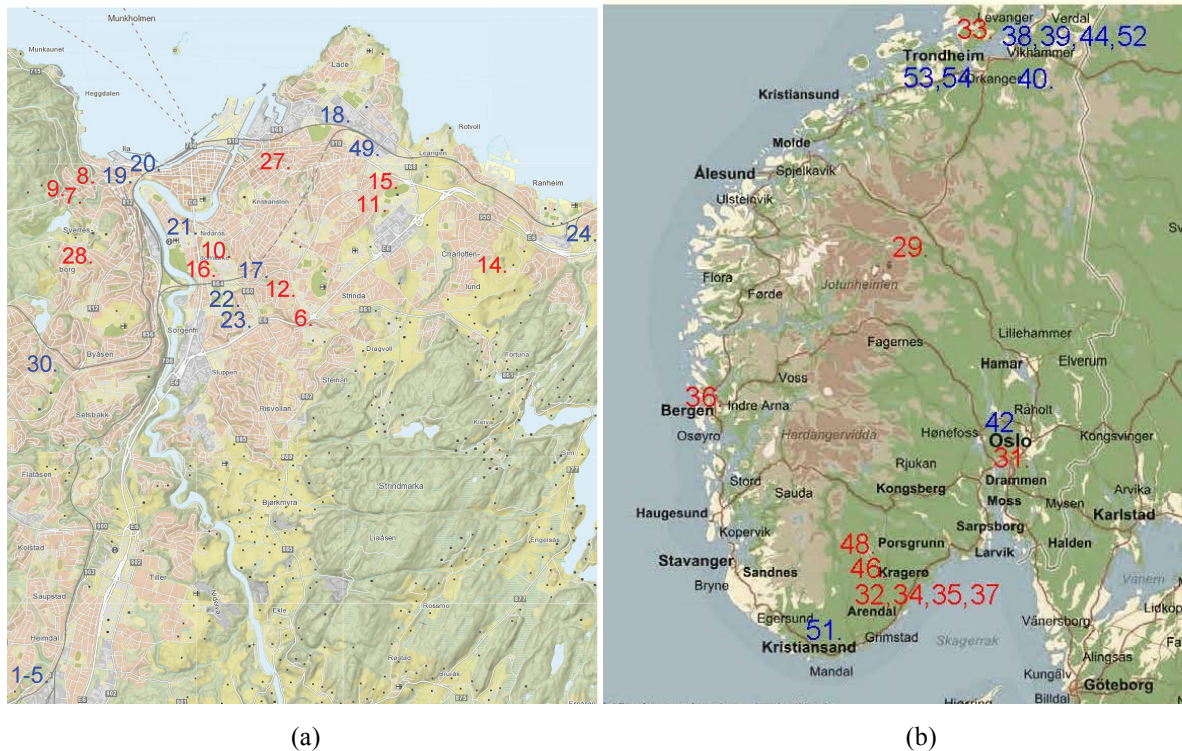
4.1.3 Valg av syre for dekomponering

Ved dekomponering av husstøvet fra test-støvsugerposen, ble både salpetersyre og flussyre testet, for å sjekke om det var nødvendig å benytte flussyre istedenfor salpetersyre. Det ble bestemt at flussyre ikke benyttes videre i dekomponeringen. En av grunnene til det er at flussyre utgjør stor risiko ved menneskelig eksponering og for ICP-MS instrumentet. I tillegg er det mineralpartikler som sannsynligvis ikke vil løses ved bruk av salpetersyre, deriblant silisium fra sand, og de er ikke essensielle for denne undersøkelsen.

4.2 Innsamling av prøvemateriale

Det ble i forkant bestemt at det skulle hentes inn støvprøver fra boliger bygget i to ulike tidsperioder, 1950-1970 og fra 2004 frem til i dag. Boligene ble fordelt i to grupper, *eldre* og *nyere* boliger. Målet var å få med tilsammen 50 boliger, 25 eldre boliger og 25 nyere boliger. De to tidsperiodene ble valgt fordi de representerer et skille mellom før og etter innføring av restriksjoner mot bruk av PCB og en rekke metaller. I tillegg til boliger fra ulike tidsperioder, ble det også forsøkt å få med boliger med andre ulike egenskaper som familieboliger, studentboliger, boliger med husdyr, boliger med innendørsrøyking, samt boliger fra urbane, industrinære og landlige områder.

I førsteomgang var målet å samle inn prøver kun fra Trondheimsområdet. Trondheim og omegn boligbyggelag (TOBB) ble kontaktet for å få informasjon om byggeår for de ulike borettslagene. Styrelederne for de aktuelle borettslagene ble kontaktet via telefon, men det var få interesserte. Ny plan ble å snakke med venner, kollegaer på praksisskolen, medstudenter og NTNU-ansatte. Likevel manglet det fremdeles en rekke boliger, og det ble åpnet for at prøver fra andre steder i landet kunne hentes inn. I figur 4.a og 4.b vises det en geografisk oversikt over beliggenheten for det innhentede prøvemateriale. Kartene er laget på en slik måte at anonymiteten for deltakerne ivaretas, og mer detaljert informasjon om boligens beliggenhet er ikke oppgitt i masteroppgaven. Nummereringen i figur 4.a og 4.b viser prøve-ID til de innhentede støvprøvene, og mer detaljert informasjon knyttet til prøvene er presentert i vedlegg K.



Figur 4 Oversiktskart over de ulike boligene det er hentet inn prøver fra. Røde tall viser eldre boliger, blå tall viser nyere boliger. Figur 4.a. Oversikt over boliger i Trondheimsområdet. Figur 4.b. Oversikt over boliger andre steder i landet. Kartene er hentet fra kartverket.

Boligeier mottok en standard støvsugerpose, lynlåspose, instruks (Vedlegg I) for gjennomføring av støvsuging under prøvetakningsperioden og et spørreskjema (Vedlegg J) der boligeier måtte svare på spørsmål knyttet til boligens egenskaper. Som nevnt i 4.1.1, ble det gjennomført analyse på den standard støvsugerposen, og det var av den grunn hensiktsmessig at denne posen ble benyttet under prøveinnsamling. Det viste seg imidlertid at støvsugerposen ikke passet alle de ulike støvsugerne, og som følge av mangel på frivillige deltakere, ble det bestemt at i de boligene der dette var tilfellet, kunne egen støvsugerpose benyttes. Figur 6.a viser et eksempel på en støvsugerpose som gikk igjen blant de boligene der egen støvsugerpose ble benyttet. Støvsugerposen måtte være nyinnsatt ved prøvetakningsstart. Ved utlevering fikk hver bolig et nummer, og det ble tilsammen gitt ut støvsugerposer nummerert fra 1-55. Det endelige antall innhentede prøver ble 47, grunnet 8 forkastede prøver. Årsaken til forkastning var blant annet lite husstøv i noen poser, mens andre hadde pusset opp under prøvetakningen eller glemt å støvsuge etter instruks.

De føringene som ble lagt for støvsugingen var at boligen måtte støvsuges minst én gang i uka i én måned (Vedlegg I). I denne perioden måtte vært rom i boligen støvsuges hver gang støvsugeren ble benyttet, det var med andre ord ikke mulighet for å støvsuge kun gangen en

dag. Dersom boligen hadde gjesterom, bod eller lignende som ikke ble benyttet daglig, ble disse rommene fritatt fra støvsuging.

Tidsrommet for prøvetakingene ble lengre enn først bestemt, som følge av utfordringene knyttet til å få med nok deltakere på prosjektet. Av den grunn har det blitt samlet inn husstøv fra boliger i et sprikende tidsrom fra februar til oktober 2016, samt at lengden på prøvetakningsperioden varierer for de ulike boligene. Etter innsamling ble støvsugerposene oppbevart i lynlåsposer i et skap, se figur 5.a, før de ble filtrert. Alle filtreringene ble ikke gjennomført på samme dag og samme laboratoriet, men ble spredd over fem ulike dager i løpet av perioden mars-oktober 2016 og på tre ulike laboratorier. Dette grunnet ulik innhentingsmulighet av støvsugerposene, samt opptatte laboratorier.

4.3 Filtrering av støvsugerposenes innhold

Arbeidet utført på laboratoriet var på forhånd risikovurdert (Vedlegg H). Ved filtrering av støvsugerposene ble det benyttet munnbind, labfrakk, briller og hansker. Hanskene ble byttet for hver støvsugerpose som ble behandlet, for å hindre kontaminering. To avtrekksskap ved siden av hverandre ble klargjort for filtrering, der det ene var stasjon for åpning av støvsugerposen og overføring av innholdet til filteret, mens det andre var stasjon for filtrering. De innhentede støvsugerposene ble først veid. Videre ble husstøvet overført til filteret. Det viste seg utfordrende å få med alt støvet som følge av mange kroker, samt at noe av støvet samlet seg mellom de to lagene i støvsugerposen.



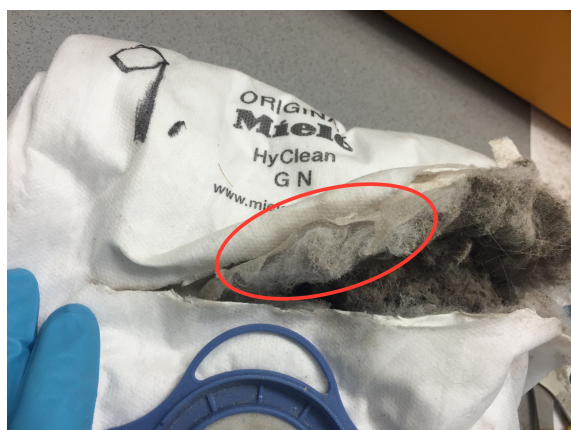
(a)



(b)

Figur 5 Figur 5.a. En standard støvsugerpose som ble levert ut til boligeierne. Figur 5.b. Gjennomføring av filtrering av støvsugerposeinnholdet

Husstøvet ble først siktet til de uorganiske prøvene ned på et labark. Mengde filtrert støv varierte, men lå alltid over 0,3 g for å sikre tilstrekkelig mengde for analysen. Det siktede husstøvet ble overført til en CC-kopp og nummerert. Deretter ble det siktede prøve ned på et ark aluminiumsfolie, se figur 5.b, til de organiske prøvene som Marte skulle analysere. Til de organiske prøvene gikk det med ca. 10 g husstøv. Aluminiumsfolien ble brettet sammen og nummerert. Dersom det var mer husstøv og få ut av innholdet, ble det siktet ned på labarket, som ble benyttet til de uorganiske prøvene, og overført til et 50 mL rør. Dette røret ble benyttet som en backup. Til slutt ble støvsugerposen kastet, og filteret ble kostet rent ved hjelp av en liten kost. Mellom hver prøve ble bordet i avtrekksskapene tørket av, men veggene ble ikke vasket. Det ble vist til et variert innhold i de ulike støvsugerposene, og figur 6.b viser et eksempel på innhold i de innhentede støvsugerposene. Det filtrerte husstøvet viste også tydelige ulikheter, og et utvalg prøver presenteres i figur 7 a-d.

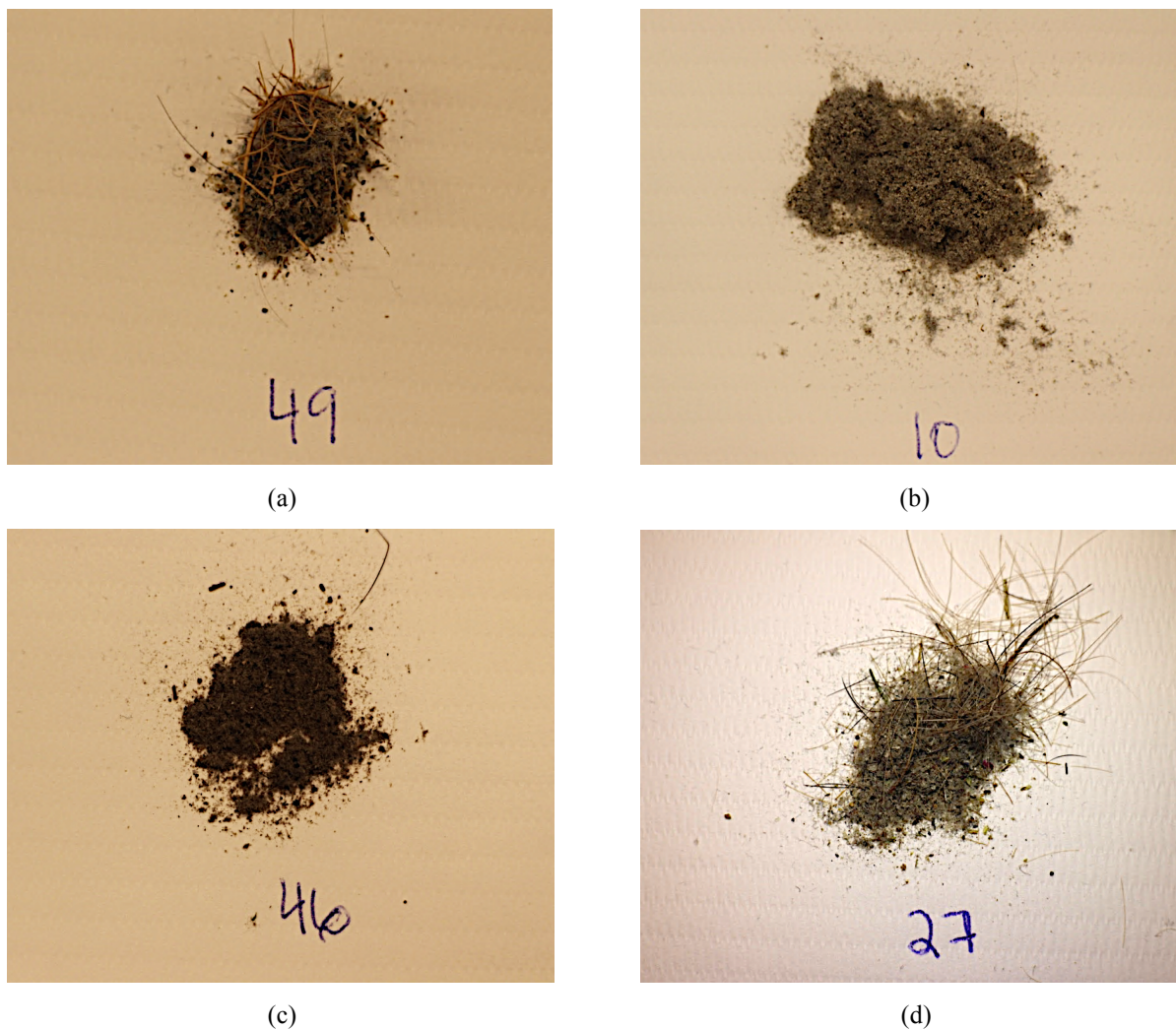


(a)



(b)

Figur 6 Figur 6.a. Eksempel på støvsugerpose der egen pose er benyttet, og ikke standard støvsugerpose. Utringet område viser de ulike lagene i denne støvsugerposen. Figur 6.b Innholdet i en støvsugerpose.



Figur 7 Et utvalg filtrerte støvprøver. Figur 7.a. Inneholder en del sand og barnåler. Figur 7.b. Inneholder mye dunaktig husstøv. Figur 7.c. Mørkere innhold enn hos de andre støvprøvene. Figur 7.d. Inneholder mye hår.

4.4 Preparering av prøvemateriale ved hjelp av UltraClave og analyse av metallene ved hjelp av ICP-MS

De filtrerte prøvene ble liggende i CC-kopper i noen måneder, avhengig av når de ble hentet inn og filtrert, frem til de ble klargjort for dekomponering ved hjelp av UltraClave og ICP-MS analyse. UltraClave-instrumentet er fra Milestone, mens ICP-MS instrumentet er av typen Element 2 og kommer fra leverandøren Thermo Scientific.

Etttersom støvsugerposene kom inn ved ulike tidspunkt, ble det gjennomført to runder med UltraClave uten avvikende prosedyre. Beskrivelsen av gjennomført forarbeid presenteres nedenfor og tar utgangspunkt i et av prøverørene. Samme prosedyre ble utført for hvert av de 47 prøvene, samt for rør med referansemateriale og blankprøver. PFA-rørene (18 ml) som fra

før av inneholdt salpetersyre, ble skylt med MQ-vann tre ganger og ristet tørre. PFA-røret uten lokk ble satt på vekten, og vekten ble nullstilt. Det ble lagt plastfolie over labbenken der overføringen av husstøv til PFA-røret foregikk, for å unngå søl og kontaminering. Filtrert husstøv fra CC-kopp ble overført til PFA-røret til en vekt mellom 200-300 mg var nådd. Nøyaktig vekt ble notert. Deretter ble det tilført 9 ml 50 % salpetersyre til PFA-røret. Ved første dekomponering i UltraClave ble det laget 3 blankprøver i tillegg til 37 ulike støvprøver. Ved andre dekomponering i UltraClave ble det laget 3 blankprøver og 3 referanseprøver der sand ble benyttet som referansemateriale i tillegg til de 10 ulike støvprøvene. Blankprøvene i begge tilfellene besto av 9 ml 50 % HNO_3 og MQ-vann. Alle prøvene ble satt ned i et stativ som videre ble satt ned i et kar. Sett bort ifra innveiningen, ble alt arbeid gjennomført i avtrekksskap.

I karet som stativet med prøverørene ble satt ned i, var det tilsatt en blanding med 300 ml MQ-vann, 30 ml hydrogenperoksid (H_2O_2) og 2 ml svovelsyre (H_2SO_4). UltraClaven ble satt på, og et innlagt temperaturprogram ble startet. Temperaturprogrammet varte i 2 timer og 45 minutter, og var på forhånd lagt inn av overingeniør Syverin Lierhagen (Vedlegg G).

Etter endt dekomponering ble prøvene fortynnet. Det ble lagt plastfolie på benken for å unngå søl og kontaminering. ICP-MS rørene (15 ml) ble skylt i MQ-vann tre ganger, og deretter ristet tørre. Til fortynning ble det benyttet en fortynningsflaske i plast (125 ml). Denne flasken ble plassert på vekten før hver prøve, og vekten ble nullstilt. PFA-røret fra dekomponeringen ble tatt ut av stativet. Lokket ble dunket et par ganger for å fjerne kondens, før innholdet i røret ble helt oppi fortynningsflasken. PFA-røret ble fylt med MQ-vann og helt over i fortynningsflasken, dette ble gjennomført to ganger for å få med alt prøvematerialet. Deretter ble PFA-røret tilsatt MQ-vann og 1,5 ml H_2SO_4 , korken ble satt på røret, snudd en gang og satt tilbake i stativet. Røret ble på denne måten klargjort for nye runder. Det ble så etterfylt med MQ-vann i fortynningsflasken til mellom 105-115 g. Nøyaktig vekt ble notert. Korken ble skrudd på, og fortynningsflasken ble snudd på hodet et par ganger. Innholdet ble så helt over i et ICP-MS rør, for så å bli skylt ut igjen. Deretter ble ICP-MS røret fylt igjen. Røret var nå klart for å sendes videre til ICP-MS analyse. Denne prosedyren ble gjennomført for hvert av prøverørene.

Prøvene ble analysert av overingeniør Syverin Lierhagen i et HR-ICP-MS instrumentet. Det ble analysert for 64 grunnstoffer, se tabell 6. Det ble i tillegg gjennomført analyse på to

duplikater av prøve 5 og 10, samt seks blankprøver og tre prøver bestående av referansematerialet.

4.5 Kvalitetssikring av analyse

I tillegg til analyse av prøvematerialet, ble det som nevnt også gjennomført analyse på blankprøver, referansemateriale og duplikater.

Referansematerialets hensikt er å fastslå nøyaktigheten av analysemetoden, inkludert forbehandling av prøvene. Lav nøyaktighet indikerer systematiske feil. Referansematerialet som ble benyttet var et jordmateriale, som er det kommersielt tilgjengelige referansematerialet som ble vurdert mest likt støvprøvene. Bruk av jordmateriale kan være en begrensning i analysemetoden, men det antas at kvalitetskontroll ved hjelp av referansemateriale likevel er hensiktsmessig. I tabell 4 presenteres konsentrasjonen for hvert av de utvalgte grunnstoffene i de tre parallellene av referansematerialet. Gjennomsnittet for de tre parallellene sammenlignes med en sertifisert verdi for referansematerialet, og nøyaktigheten fastslås.

Tabell 4 Konsentrasjonen av de utvalgte metallene i tre ulike paralleller av referansematerialer, gjennomsnittet mellom de tre parallellene, sertifiserte verdier i referansematerialet og prosentvis avvik mellom gjennomsnittsverdi av de tre parallellene funnet ved analyse og sertifisert verdi. Referansematerialet som ble benyttet var soil GBW-07408.

Metall	Parallell 1 (µg/g)	Parallell 2 (µg/g)	Parallell 3 (µg/g)	Gj.snitt paralleller (µg/g)	Sertifisert verdi (µg/g)	Avvik - gj.snitt og sertifisert verdi** (%)
Zn	57,0	60,2	59,2	58,8	68*	-13
Cu	19,7	20,8	20,3	20,3	24,3	-17
Pb	13,8	14,4	14,2	14,1	21*	-33
Ni	28,2	29,1	28,2	28,5	31,5	-9,5
Cr	55,1	58,3	57,6	56,9	68*	-16
Cd	0,104	0,107	0,110	0,107	0,13*	-18
As	11,7	11,9	11,9	11,8	12,7	-7,1
Mn	580	618	606	601	650	-7,5
Hg	9,29x10 ⁻³	0,0129	0,0103	0,0108	0,0170	-37

* Verdien følger ikke regel satt for antall signifikante siffer, som følge av at ikke flere siffer oppgis fra leverandør.

** Verdiene i denne kolonnen gis kun med to signifikante siffer, som følge av manglende siffer i forrige kolonne.

Prosentvis avvik oppgitt i tabell 4 viser til negative verdier for alle de utvalgte metallene. Det indikerer at alle de målte konsentrasjonene ligger noe under den faktiske verdien som er til stede i husstøv. De fleste metallene i tabell 4 viser til lave avvik mellom gjennomsnittsverdi og

sertifisert verdi, men det bemerkes at bly og kvikksølv har prosentvis avvik over 30 %, og det knyttes større usikkerhet til resultatene for de to metallene.

En analyse bør også vise god presisjon, både innen-serie presisjon og mellom-serie presisjon. Lav presisjon indikerer tilfeldige feil og spredning i resultatene. For å undersøke presisjonen i en analyse kan samme prøve analyseres flere ganger, såkalte duplikater. I tabell 5 presenteres data for to repeterende tester for prøve 5 og 10. De repeterende testene for hver prøve ble kjørt rett etter hverandre. Det er hensiktsmessig ettersom signalet endrer seg underveis i analyseprosessen.

Tabell 5 Konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$) i to repeterende tester for prøve 5 og prøve 10 for de utvalgte metallene.

Metall	Prøve 5		Prøve 10	
	Test 1	Test 2	Test 1	Test 2
Zn	355	355	424	427
Cu	98,6	99,7	87,4	87,8
Pb	8,91	8,75	43,8	43,3
Ni	17,7	17,8	29,1	29,2
Cr	25,0	24,9	79,7	80,4
Cd	0,131	0,132	0,581	0,585
As	2,50	2,45	1,76	1,86
Mn	188	185	377	371
Hg	0,0312	0,0370	0,0641	0,0679

Fra tabell 5 kommer det frem at det er liten forskjell mellom de repeterende testene for hver av prøvene, og det indikerer god presisjon i analysen. For å undersøke homogeniteten i prøven, kunne det vært interessant å ta ut to eller flere prøver fra den samme innhentede støvsugerposen. Det ble ikke gjennomført i denne undersøkelsen.

I tillegg til at instrumentets presisjon undersøkes ved hjelp av duplikater, undersøkes presisjonen gjennom at konsentrasjonen av hvert metall i hver prøve avleses tre ganger, og gir rsd-verdi for de tre avlesningene. Det er relativt lave rsd-verdier for de utvalgte metallene, men for kvikksølv er det observert rsd-verdier på $>10\%$ for noen av prøvene.

Blankprøvenes hensikt er å oppdage eventuell kontaminering av prøvene under selve prøvetakingen, forarbeid før analysen og under selve analysen. Det ble benyttet MQ-vann i

blankprøven, og videre ble de behandlet på samme måte som de andre prøvene. Ved behandling av analysedata er det korrigert for blankprøver. For grunnstoffer med lave konsentrasjoner vil blankprøven være en begrensende faktor for analysen. Ved bestemmelse av deteksjonsgrensen for grunnstoffene i analysen benyttes blankprøvens verdi, som ofte settes lik tre ganger standardavviket av blanksignalet (Beauchemin, 2010).

Spredningen i datasettet øker ofte nære deteksjonsgrensen, og gir høye rsd-verdier (Vedlegg D). Det betyr at analyseresultatene for metallene med konsentrasjoner langt over deteksjonsgrensen er mer sikre. Blant de utvalgte metallene er alle godt over deteksjonsgrensen, bortsett fra for kadmium og kvikksølv (se tabell 6). De ulike kvalitetskontrollene av analyseresultatene indikerer usikkerhet knyttet til noen av resultatene, hovedsakelig for kvikksølv. Usikkerheten knyttet til kvikksølv anses imidlertid ikke som stor nok til at kvikksølv utelukkes fra videre betraktning og diskusjon.

4.6 Databehandling

Aktuell statistisk behandling av data er gjort ved hjelp av formlene vist i 3.3, og alle beregningene er gjort i Microsoft Excel versjon 15.25.1. Excel har en rekke innebygde funksjoner for å regne ut standardavvik, varians o.l. Det finnes en funksjon for t-test, der p-verdi gis. Ved å laste ned *Analysis ToolPak* kan det utføres en t-test som både gir ut $t_{stat.}$, $t_{krit.}$, p , m.fl. Dette verktøyet ble benyttet i denne oppgaven.

Signifikante siffer er ”alle sikre siffer pluss det første usikre sifferet” (Skoog, 2004, s. 134, min oversettelse). I denne undersøkelsen er det valgt å konsekvent benytte tre signifikante siffer i fremstillingene i tabell. Som følge av stor spredning i data ble det vurdert som hensiktsmessig å bruke tre signifikante siffer. Siste tall vil være usikkert, da det her er utført en avrunding.

I tillegg til statistisk behandling av data, fremstilles antall prøver som funksjon av konsentrasjoner der hensikten er å få en indikasjon på antall utslippskilder for hvert metall. Konsentrasjonen av metaller fra samme kilde vil sannsynligvis være innenfor samme eller nærliggende konsentrasjonsintervall, og én høy topp i diagrammet indikerer en utslippskilde for et bestemt metall. Det er laget ti konsentrasjonsintervaller for hvert av metallene. Tilstedeværelsen av flere høye topper i diagrammet vil indikere bidrag fra flere kilder. De lavere toppene i diagrammet kan skyldes statistiske tilfeldigheter, eller spesielle aktiviteter for enkelte

boliger, for eksempel nylig utført oppussing. Begrensninger for disse diagrammene er lav datamengde.

I tillegg er det undersøkt tilstedeværelsen av korrelasjoner, og gjennomført risikovurdering av de innhentede resultatene.

5. Resultater og diskusjon

I dette kapittelet blir resultatene presentert og diskutert. I første del blir de utvalgte metallene presentert og utvalget begrunnet. Videre diskuteres ulike påvirkninger på metallkonsentrasjonene i husstøv. Det presenteres også en helsemessig risikovurdering av de målte konsentrasjonene.

Før resultatene presenteres og diskuteres, er det viktig å understreke det faktum at dette er en innledende studie her på NTNU. Oppgaven favner om et lite datasett med et bredt spekter av tilknyttede faktorer som bidrar til kompleksiteten i oppgaven.

5.1 Utvalgte metaller

Ved hjelp av ICP-MS instrumentet ble det gjennomført analyse på 64 grunnstoffer. Av disse ble det gjort et utvalg som skulle vektlegges videre. Valget ble tatt på bakgrunn av følgende faktorer: Stor varians i datasettet, negative helseeffekter ved eksponering for aktuelt grunnstoff og tilstedeværelsen av grunnstoffet i produkter og materialer som mennesker eksponeres for. Slike materialer kan for eksempel være kjøretøy, leker, maling osv.

Stor varians i datasettet er en viktig parameter, og det vil være interessant å undersøke hvorfor den varierer. En stor variasjon i datasettet for et grunnstoff kan indikere at ulike kilder bidrar til tilstedeværelsen av grunnstoffet i husstøv. En lav variasjon for et grunnstoff i datasettet kan indikere at konsentrasjonen utgjør et bakgrunnsnivå, der de samme kildene påvirker metallkonsentrasjonen i de ulike boligene. I vedlegg A er alle metall som viser til relativ varians over tusen presentert. I tillegg er metallene kadmium og kvikksølv, samt halvmetallet arsen tatt med i tabellen, som følge av deres tilstedeværelse i produkter og toksiske effekter. Tross høy relativ varians vil mange av metallene utelukkes fra videre kommentering i oppgaven. Dette grunnet manglende tilknyttede negative helseeffekter ved eksponering for disse metallene, samt liten tilstedeværelse i innendørs eller utendørs nærhet.

I etablerte tilstandsklasser for forurenset grunn, luftkvalitetskriterier og grenseverdier for metaller i mat og drikkevann, er det mange av de samme metallene som er risikovurdert. Disse metallene er vurdert som viktige også for denne masteroppgaven, som følge av deres skadelige effekter og eventuelle opphopning i organismer.

Metallet kvikksølv er som nevnt tidligere et giftig metall og er dermed interessant å undersøke nærmere i denne oppgaven, til tross for lav varians i datasettet. Kvikksølv viste standardavvik på 13,4 for de to første parallellene og 24,5 for den siste parallellen i analysen av referansematerialet. Disse standardavvikene er ikke vurdert høye nok for å utelukke kvikksølv videre i oppgaven.

Oppsummert er det metallene Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd, Mn, Hg og halvmetallet As som vil vektlegges videre i resultat- og diskusjonsdelen. I tabell 6 presenteres de utvalgte metallene, samt de resterende grunnstoffene fra analysen, sammen med tilhørende verdier for datasettet.

Tabell 6 Median, gjennomsnitt, standardavvik, maks- og minimumsverdi og deteksjonsgrense for de analyserte grunnstoffene. (Ir er ikke tatt med ettersom alle de målte konsentrasjonene lå under deteksjonsgrensen). Benevnningen for de ulike kolonnene er µg/g. Det er korrigert for blankprøver. De ni første grunnstoffene i tabellen utgjør de utvalgte metallene. I vedlegg C presenteres isotop og oppløsning for de ni utvalgte metallene.

Metall	Median	Gjennomsnitt	Standardavvik	Maksimum	Minimum	Deteksjonsgrense
Zn	408	522	666	$4,71 \times 10^3$	106	0,0719
Cu	90,9	162	217	$1,27 \times 10^3$	38,6	0,0862
Pb	18,1	32,5	63,5	441	3,14	$5,75 \times 10^{-3}$
Ni	32,1	43,0	46,7	317	9,39	0,0431
Cr	59,8	67,6	36,7	191	25,0	0,0144
Cd	0,354	0,941	1,33	5,95	0,0887	$5,75 \times 10^{-3}$
As	2,33	3,21	2,58	14,3	0,893	0,0719
Mn	291	306	108	599	82,0	0,0172
Hg	0,0469	0,0822	0,0937	0,573	0,0152	$2,87 \times 10^{-3}$
Ag	0,465	1,17	1,88	11,3	0,0585	0,0575
Al	$1,25 \times 10^4$	$1,21 \times 10^4$	$3,75 \times 10^3$	$2,00 \times 10^4$	$4,09 \times 10^3$	0,575
Au	0,0808	0,254	0,922	6,39	$2,04 \times 10^{-3}$	$5,75 \times 10^{-4}$
B	12,2	16,5	16,1	86,8	5,20	0,144
Ba	128	179	139	762	44,3	0,0374
Be	0,153	0,201	0,170	1,14	0,0137	$5,75 \times 10^{-3}$
Bi	2,98	45,1	124	718	0,290	$2,87 \times 10^{-3}$
Ca	$1,83 \times 10^4$	$2,06 \times 10^4$	$9,60 \times 10^3$	$6,07 \times 10^4$	$2,82 \times 10^3$	5,75
Ce	15,7	25,5	33,7	192	0,570	$5,75 \times 10^{-4}$
Co	7,83	8,57	3,97	19,3	0,724	0,0115
Cs	0,354	0,482	0,387	2,33	0,0563	$1,44 \times 10^{-3}$
Dy	1,42	1,41	0,577	3,05	0,0369	$5,75 \times 10^{-3}$
Er	0,798	0,808	0,334	1,74	0,0174	$5,75 \times 10^{-4}$

Metall	Median	Gjennomsnitt	Standardavvik	Maksimum	Minimum	Deteksjonsgrense
Eu	0,356	0,348	0,134	0,626	0,0135	5,75x10 ⁻³
Fe	1,51x10 ⁴	1,59x10 ⁴	6,38x10 ³	3,17x10 ⁴	559	0,0575
Ga	3,76	3,62	1,13	5,49	0,748	0,0201
Gd	1,45	1,47	0,600	2,92	< DL	0,144
Ge	0,211	0,198	0,0610	0,327	< DL	0,0575
Hf	0,292	0,384	0,306	1,79	0,0643	2,87x10 ⁻³
Ho	0,277	0,277	0,112	0,593	6,79x10 ⁻³	5,75x10 ⁻⁴
In	0,0201	0,0234	0,0155	0,0988	1,68x10 ⁻³	1,44x10 ⁻³
K	4,22x10 ³	4,64x10 ³	2,12x10 ³	1,36x10 ⁴	792	14,4
La	7,68	13,0	19,0	110	0,302	5,75x10 ⁻³
Li	4,84	5,99	3,75	22,2	0,741	0,0862
Lu	0,107	0,106	0,0442	0,232	2,70x10 ⁻³	5,75x10 ⁻⁴
Mg	6,70x10 ³	7,50x10 ³	4,31x10 ³	2,80x10 ⁴	434	0,287
Mo	0,829	1,58	2,29	10,9	0,295	0,0575
Na	7,97x10 ³	1,03x10 ⁴	7,01x10 ³	4,49x10 ⁴	519	28,7
Nb	0,0432	0,115	0,205	1,27	< DL	0,0719
Nd	6,33	7,17	3,83	18,1	0,224	5,75x10 ⁻⁴
P	1,03x10 ³	1,18x10 ³	630	3,64x10 ³	135	1,15
Pr	1,55	1,80	1,00	4,81	0,0607	8,62x10 ⁻⁴
Pt	2,55x10 ⁻³	3,01x10 ⁻³	2,85x10 ⁻³	0,0157	< DL	2,87x10 ⁻³
Rb	9,51	11,3	5,52	29,4	2,06	0,0345
S	4,04x10 ³	4,06x10 ³	1,58x10 ³	7,94x10 ³	669	57,5
Sb	0,255	0,386	0,578	3,99	0,0566	5,75x10 ⁻³
Sc	4,74	4,90	1,90	10,1	0,0787	0,0115
Se	0,221	0,226	0,0795	0,433	0,0620	0,144
Si	3,74x10 ³	3,76x10 ³	651	5,43x10 ³	1,13x10 ³	11,5
Sm	1,38	1,48	0,720	3,37	0,0415	1,44x10 ⁻³
Sn	3,01	6,14	10,3	68,9	0,508	0,0287
Sr	54,7	60,8	24,6	135	8,61	0,0719
Ta	6,63x10 ⁻⁴	1,55x10 ⁻³	2,29x10 ⁻³	9,97x10 ⁻³	< DL	5,75x10 ⁻⁴
Tb	0,222	0,228	0,0957	0,497	6,28x10 ⁻³	5,75x10 ⁻⁴
Th	1,26	1,99	2,11	10,5	0,0607	1,44x10 ⁻³
Ti	690	688	182	987	84,0	0,0575
Tl	0,0504	0,0637	0,0452	0,283	0,0228	7,19x10 ⁻⁴
Tm	0,115	0,115	0,0490	0,263	3,04x10 ⁻³	1,44x10 ⁻³
U	0,374	0,494	0,419	2,76	0,0316	7,19x10 ⁻⁴
V	38,5	44,7	25,8	137	1,46	8,62x10 ⁻³
W	0,0245	0,161	0,515	3,37	3,31x10 ⁻³ *	2,87x10 ⁻³
Y	7,33	7,47	3,12	16,1	0,187	1,15x10 ⁻³

Yb	0,733	0,741	0,310	1,63	0,0162	$1,15 \times 10^{-3}$
Zr	8,81	12,2	10,2	53,8	2,24	$1,44 \times 10^{-3}$

< DL: Verdi under deteksjonsgrense.

* Verdi er den nest laveste målte konsentrasjonen. Laveste målte verdi var negativ.

5.2 Korrelasjonsanalyse

Det ble funnet flere grunnstoffer som korrelerte med hverandre under korrelasjonsanalysen, men deriblant få av de utvalgte metallene. Det er kun metallene bly, arsen, nikkel og sink som viser til korrelasjon over 0,6 med et av de andre utvalgte metallene. Mellom bly og arsen er det en korrelasjonsfaktor på 0,68, mens nikkel viser korrelasjon med sink med en korrelasjonsfaktor på 0,91.

Den høye korrelasjonen mellom sink og nikkel indikerer at metallene kommer fra de samme utslippskildene. I 2.3.3 og 2.3.6 presenteres kilder for henholdsvis sink og nikkel, og det kommer frem at de har flere felles utslippskilder. Korrelasjonen mellom bly og arsen er svakere, men kan indikere at metallene kommer fra de samme utslippskildene. Manglende korrelasjon mellom de resterende utvalgte metallene indikerer at flere ulike utslippskilder bidrar til de målte konsentrasjonsnivåene.

5.3 Konsentrasjonsforskjeller mellom eldre og nyere boliger

En innledende hypotese til denne masteroppgaven var at det vil finnes høyere konsentrasjoner av enkelte grunnstoffer i boliger fra perioden 1950-1970 enn i boliger bygget etter 2004. Bakgrunnen for denne hypotesen var antakelser om at enkelte grunnstoff er mer til stede i eldre boliger enn i nyere, blant annet som følge av etablerte forbud og restriksjoner for bruk av disse i bygningsmaterialer, maling, interiør o.l.. Andre egenskaper knyttet til boligens alder, deriblant tetthetsegenskaper, ble også betraktet som mulige årsaker til høyere konsentrasjoner av enkelte grunnstoff i de eldre boligene. Ved hjelp av t-test ble forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre og nyere boliger for de utvalgte metallene undersøkt.

Tabell 7 Resultater fra utført t-test for et utvalg metaller. Kolonne 2 viser gjennomsnittet for de utvalgte metallene i eldre boliger (variabel 1). Kolonne 3 viser gjennomsnittet for de utvalgte metallene i nyere boliger (variabel 2). I vedlegg B.1 er alle tabellverdier fra t-testen lagt ved, her presenteres kun et utdrag.

Metaller	Gj.snitt – Eldre boliger ($\mu\text{g/g}$)	Gj.snitt – Nyere boliger ($\mu\text{g/g}$)	$ t_{stat.} $	$t_{krit.}$
Cd	1,66	0,306	3,80	2,07
Hg	0,111	0,0559	2,03	2,05
Pb	47,9	19,0	1,49	2,07
Mn	333	282	1,63	2,02
Zn	702	364	1,68	2,07
Cu	162	161	0,0214	2,02
Ni	55,2	32,3	1,62	2,07
Cr	73,8	62,2	1,10	2,01
As	3,38	3,06	0,413	2,02

I tabell 7 presenteres resultatene fra t-testen for de utvalgte metallene. Når $|t_{stat.}|$ sammenlignes med $t_{krit.}$, er det kun for kadmium at $|t_{stat.}| > t_{krit.}$ og nullhypotesen forkastes. Resultatet viser til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium i eldre og nyere boliger, der den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen er i de eldre boligene. For de resterende metallene vil $|t_{stat.}| < t_{krit.}$, nullhypotesen beholdes og forteller at det ikke er signifikante forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre og nyere boliger. Det vil likevel være hensiktsmessig å kommentere de observerte forskjellene i gjennomsnittskonsentrasjonene. En årsak til dette er begrensninger og usikkerhet knyttet til bruk av t-test, utdypes i 5.8.1, og stor spredning (varians) i datasettet for metallene. Stor varians i datasettet gjør det vanskelig å statistisk bevise signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom de to gruppene. Variasjonen utgjør en interessant parameter, og knyttes til ulik påvirkning fra utslippskilder i og nær boligene.

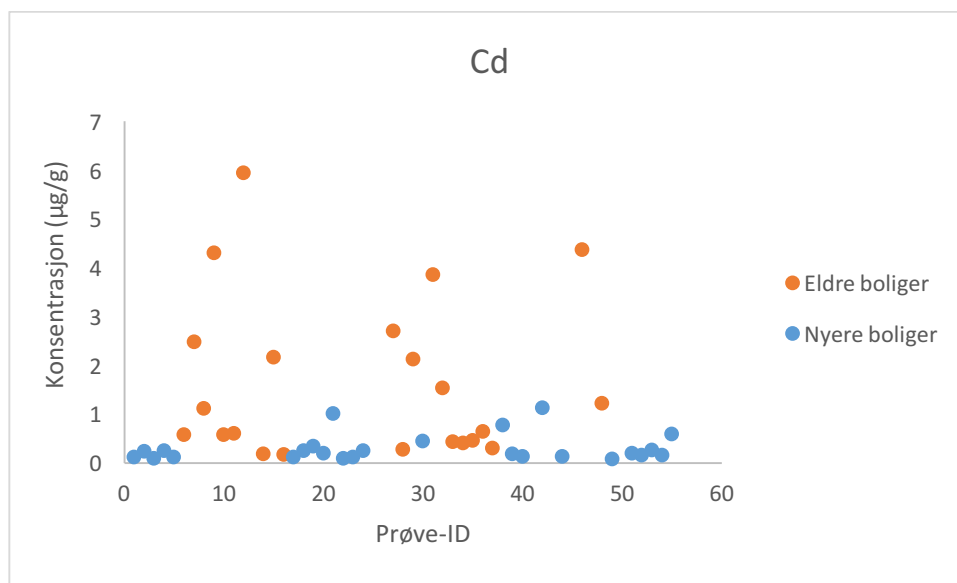
I tabell 7 presenteres det også store konsentrasjonsforskjeller for kvikksølv mellom eldre og nyere boliger, og kadmium og kvikksølv vil omtales nedenfor i hhv. 5.3.1 og 5.3.2, der blant annet mulige kilder betraktes. I 5.3.3 omtales forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjoner og mulige kilder for de resterende metallene.

Som vist i underkapittel 2.2 er boligens alder en av mange faktorer som kan påvirke konsentrasjonen av grunnstoffer innendørs. Boligalder kan knyttes til ulik bruk av blant annet ventilasjonsanlegg og bygningsmateriale, samt dårligere tetthetsegenskaper i eldre boliger. De mange påvirkende faktorene til de målte metallkonsentrasjonene gjør det vanskelig å kartlegge

utslippskilder til hvert enkelt metall. Det vil likevel knyttes noen kommentarer angående mulige kilder til de målte metallkonsentrasjonene.

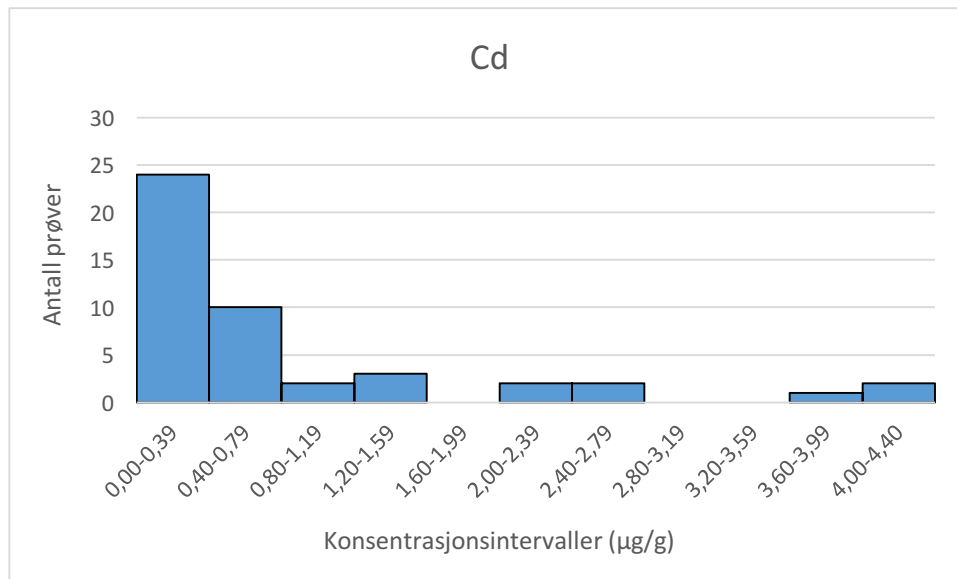
5.3.1 Kadmium

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen for kadmium i eldre boliger ligger på 1,66 $\mu\text{g/g}$, mens den er på 0,306 $\mu\text{g/g}$ for nyere boliger. Som vist i tabell 7 er forskjellen i gjennomsnittskonsentrasjon signifikant. Resultatet stemmer overens med Feng og Barratt (1994) sin studie som viste at konsentrasjonen av kadmium øker som følge av økt boligalder. I figur 8 er konsentrasjonen av kadmium i hver av de 47 prøvene plottet og forskjellen i konsentrasjon mellom eldre og nyere boliger illustrert. Figur 8 gir også mulighet for å knytte målte kadmiumkonsentrasjoner med prøve-ID som videre kan kobles til innhentet informasjon om boligen (Vedlegg K).



Figur 8 Fordeling av kadmiumkonsentrasjoner mellom eldre og nyere boliger. X-aksen viser prøve-ID for hver av de innhentede prøvene, mens konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$) av kadmium vises på y-aksen.

Kartlegging av påvirkende kilder til de målte metallkonsentrasjonene i husstøv er en kompleks oppgave som vanskelig kan gi sikre resultater basert på det begrensede datasett. I figur 9 gjøres likevel et forsøk på å undersøke om enkelte konsentrasjonsintervaller har større frekvens enn andre, noe som kan gi indikasjon på antall utslippskilder.



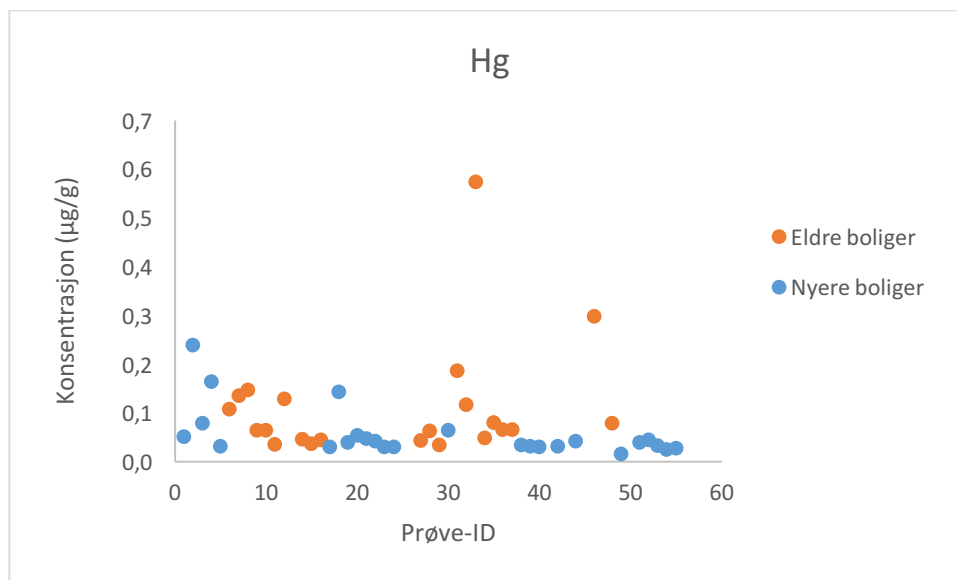
Figur 9 Konsentrasjonsintervaller for de ulike kadmiumkonsentrasjonene i de innhentede støvprøvene. Verdien på 5,951 µg/g er ikke tatt med i diagrammet, ellers er alle de resterende prøvene tatt med.

Konsentrasjonsintervallet 0,00-0,39 µg/g viser en topp der 24 prøver er innenfor intervallet. I neste intervall er det 10 prøver. Videre er det få prøver i de andre intervallene. Figur 9 gir ikke klare nok resultater til å kunne trekke slutninger knyttet til hovedkilde for kadmium innenfor konsentrasjonsintervall på ca. 0,00-0,79 µg/g. De innhentede resultatene vil likevel kommenteres, og mulige kilder diskuteres.

Grunner til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium kan være mange. Kilder til kadmium kan, som presentert i 2.3.8, blant annet være maling, bilbruk, forbrenning av kull, røyking, jord og vedfyring. Som presentert i 2.2.2, vil eldre boliger generelt være mindre tette enn nyere boliger. Det forventes dermed en større transport av forurensninger inn i boligen fra utendørsomgivelsene enn i de nyere boligene. Bilbruk er et eksempel på en utendørs utslippskilde av kadmium, og det vil være rimelig å anta større kadmiumkonsentrasjoner i eldre boliger som følge av lavere tetthetsegenskaper, gitt at boligen ligger i nærheten av bilvei. I 5.4.3 undersøkes nærhet til trafikkert vei som en mulig faktor på kadmiumkonsentrasjonen i husstøv. Det er imidlertid viktig å bemerke at denne undersøkelsen ikke tar hensyn til en rekke påvirkende faktorer, deriblant hyppigheten av åpne vinduer. Stor hyppighet av åpne vinduer i nyere boliger vil trolig minske forskjellen i transport av forurensning utenfra og inn mellom eldre og nyere boliger. Forbudet mot bruk av kadmium i en rekke produkter i nyere tid kan også være en årsak til de observerte konsentrasjonsforskjellene mellom eldre og nyere boliger.

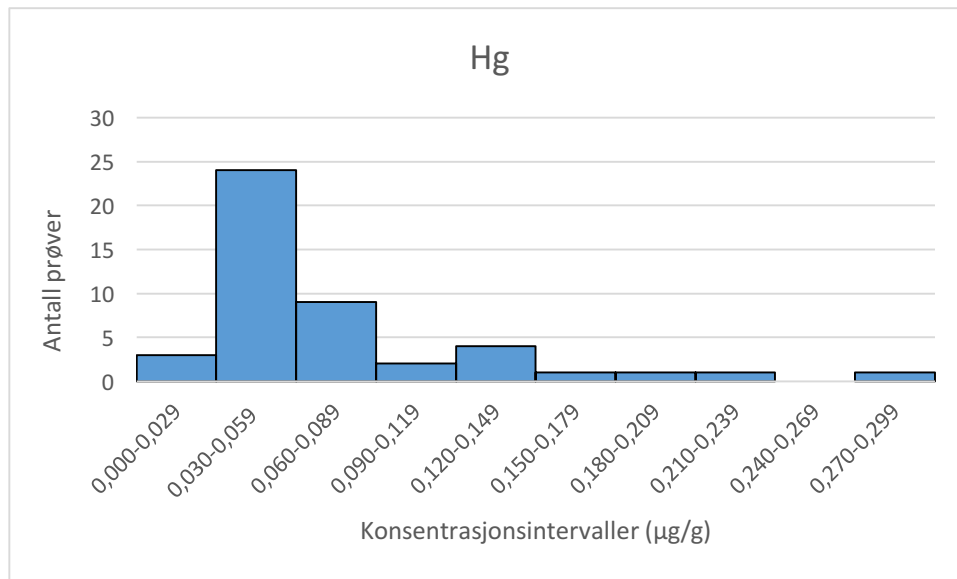
5.3.2 Kvikksølv

For kvikksølv ble det ikke påvist signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre og nyere boliger, men det var små marginer som skilte $|t_{stat.}|$ og $t_{krit.}$, og de omtales derfor i et eget avsnitt. De målte konsentrasjonene av kvikksølv ligger ned mot deteksjonsgrensen, som vist i tabell 7. Ved målte konsentrasjoner ned mot deteksjonsgrensen, vil økt spredning i data kunne forekomme (Vedlegg D). Den økte spredningen kan være årsak til at signifikante konsentrasjonsforskjeller ikke ble påvist. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen for kvikksølv i eldre boliger ligger på $0,111 \mu\text{g/g}$, mens den er på $0,0559 \mu\text{g/g}$ for nyere boliger. I figur 10 vises konsentrasjonen av kvikksølv for hver av de ulike prøvene, og forskjellen i konsentrasjon for eldre og nyere boliger er illustrert.



Figur 10 Fordelingen av kvikksølvkonsentrasjoner mellom eldre og nyere boliger. X-aksen viser prøve-ID for hver av de innhentede prøvene, mens konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$) av kvikksølv vises på y-aksen.

I figur 11 gjøres det et forsøk på å undersøke om enkelte konsentrasjonsintervaller har større frekvens enn andre, noe som kan gi indikasjon på antall utslippskilder.



Figur 11 Konsentrasjonsintervaller for de ulike kvikksølvkonsentrasjonene i de innhentede støvprøvene. Verdien på 0,573 µg/g er ikke tatt med i diagrammet, ellers er alle de resterende prøvene tatt med.

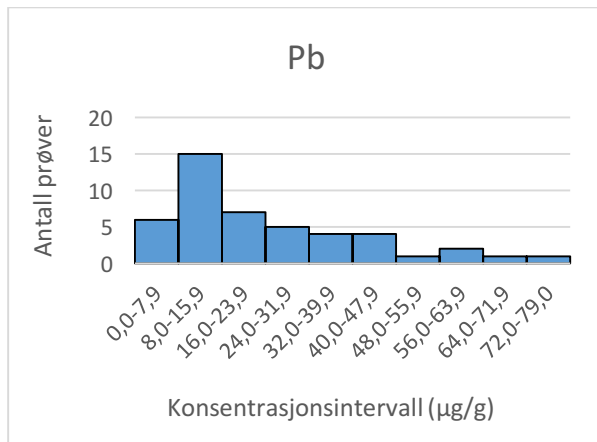
I figur 11 vises en klar topp for konsentrasjonsintervallet 0,030-0,059 µg/g, og 24 prøver er innenfor intervallet. Som for kadmium, gir ikke figur 11 klare nok resultater til å kunne trekke slutninger knyttet til hovedkilde for kvikksølv. Resultatet vil likevel kommenteres og mulige kilder diskuteres.

Som nevnt i 2.3.10, kan kilder til kvikksølv være knyttet til utslipp fra blant annet krematorier, klorproduksjon og treforedlingsindustri. Kvikksølv er også komponent i måleinstrumenter, amalgamfyllinger, sparepærer og lysstoffrør. Det er vanskelig å si noe om disse kildene bidrar til de målte kvikksølvkonsentrasjonene i husstøv. Det faktum at bruk av kvikksølv ble forbudt i en rekke produkter i 2008 kan være en mulig årsak til den observerte forskjellen mellom eldre og nyere boliger. En annen mulighet er de antatt lavere tetthetsegenskapene i eldre boliger.

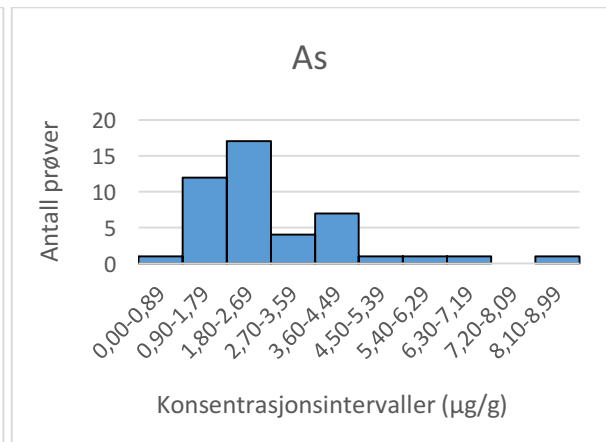
5.3.3 Andre metaller

I tabell 7 presenteres gjennomsnittskonsentrasjoner og resultater fra t-test for de resterende utvalgte metallene, og det vises til høyere gjennomsnittskonsentrasjoner i de eldre boligene. Bly er et av metallene der det vises til høyere gjennomsnittskonsentrasjoner i de eldre boligene, og resultatet stemmer overens med funnene i Feng og Barratt (1994) sin studie som viste til økning i konsentrasjoner av bly ved økt boligalder. Forskjellen i gjennomsnittskonsentrasjon er imidlertid ikke stor for alle metallene. Mulige kilder til de målte konsentrasjonsforskjellene for

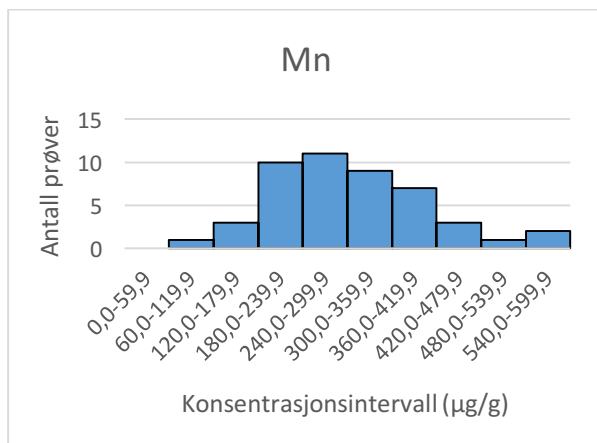
gjennomsnittsverdiene kan være mange. I diagrammene i figur 12 undersøkes det om enkelte konsentrasjonsintervaller har større frekvens enn andre for hvert av metallene.



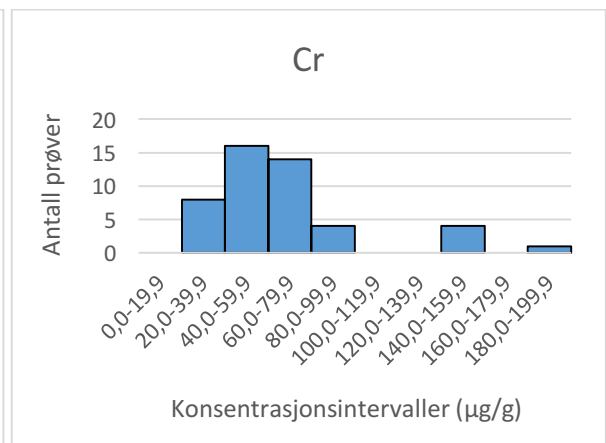
(a)



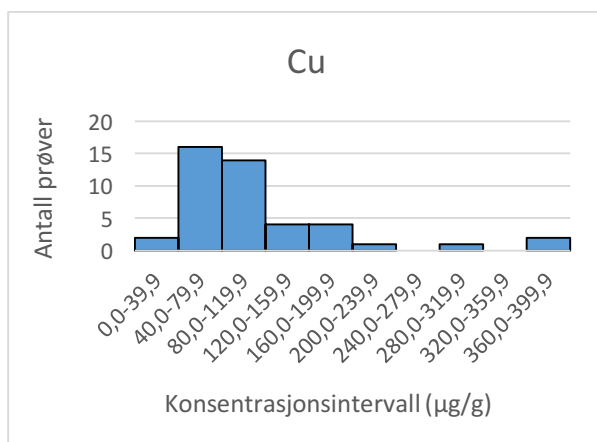
(b)



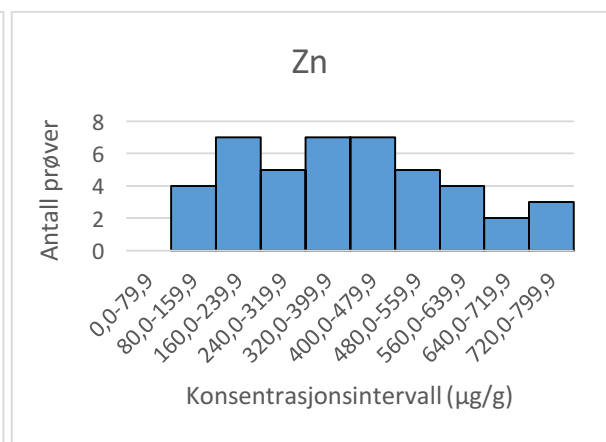
(c)



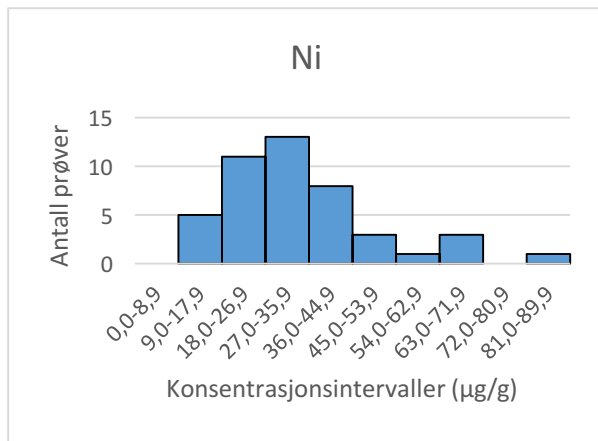
(d)



(e)



(f)



(g)

Figur 12 Konsentrasjonsintervaller for konsentrasjonen av metallene bly, arsen, mangan, krom, kobber, sink og nikkel i de 47 prøvene. Høye konsentrasjoner er ikke tatt med blant konsentrasjonsintervallene. Figur 12.a Diagram for Pb. Verdien på 442 µg/g er utelatt fra diagrammet. Figur 12.b Diagram for As. Verdiene på 14,3 µg/g og 11,3 µg/g er utelatt fra diagrammet. Figur 12.c Diagram for Mn. Figur 12.d Diagram for Cr. Figur 12.e Diagram for Cu. Verdiene på 684 µg/g, 697 µg/g og $1,27 \times 10^3$ µg/g er utelatt fra diagrammet. Figur 12.f Diagram for Zn. Verdiene på $4,71 \times 10^3$ µg/g, $1,20 \times 10^3$ µg/g og $1,07 \times 10^3$ µg/g er utelatt fra diagrammet. Figur 12.g Diagram for Ni. Verdiene på 147 µg/g og 317 µg/g er utelatt fra diagrammet.

I diagrammene i figur 12 er det noen topper som utmerker seg, men det er likevel ingen av plottene som gir tydelige indikasjoner på antall utslippskilder for metallene. Som nevnt i 4.6, har diagrammene vist i figur 9, 11 og 12 begrenset nytteverdi som følge av lite datasett.

5.4 Andre påvirkende faktorer

I dette underkapittelet presenteres ulike faktorer som kan være med å påvirke konsentrasjonen av metaller i husstøv.

5.4.1 Påvirkning fra oppvarming

I avsnitt 2.3.8 presenteres vedfyring som utslippskilde for kadmium. I avsnitt 2.2.3 påpekes det at trær tar opp metaller i ulik grad, og at metallkonsentrasjoner i jord varierer. Det indikerer at andre metaller også slippes ut ved vedfyring, men det har ikke lyktes å finne eksempler på disse i litteratursøk.

Tabell 8 Resultater fra utført t-test der konsentrasjonen av kadmium sammenlignes i eldre boliger, med og uten vedfyring. Kolonne 2 viser gjennomsnittet for konsentrasjonen av kadmium i boliger med vedfyring (variabel 1). Kolonne 3 viser gjennomsnittet for konsentrasjonen av kadmium i boliger med annen oppvarming (variabel 2). I vedlegg B.2 er alle tabellverdier fra t-testen lagt ved, her presenteres kun et utdrag.

Metall	Gj.snitt – Vedfyring (µg/g)	Gj.snitt – Annen oppvarming (µg/g)	<i>t</i> _{stat.}	<i>t</i> _{krit.}
Cd ^a	1,48	2,30	0,713	2,57
Cd ^b	1,66	1,66	2,01x10 ⁻³	2,10

^a Variabel 1 omfatter alle boliger med vedovn, uavhengig om vedovn er benyttet under prøvetakningsperioden.

^b Variabel 1 omfatter boliger der vedovn er benyttet under prøvetakningsperioden.

De eldre boligene ble delt opp i to nye grupper, eldre boliger med vedfyring og eldre boliger med annen oppvarming. Det ble gjennomført t-test for å undersøke forskjell i kadmiumkonsentrasjonen mellom de to gruppene. Resultatet viste til ingen signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom de to gruppene. Som det kommer frem i tabell 8 er gjennomsnittskonsentrasjonen for kadmium større i boligene der det ikke har foregått vedfyring. Dette kan indikere at utslipp fra vedfyring ikke er årsak til den signifikante forskjellen i gjennomsnittskonsentrasjon observert for kadmium i eldre og nyere boliger sett i 5.3.1. Det må imidlertid påpekes noen svakheter med den innhentede informasjonen. I det utleverte spørreskjemaet ble boligeier spurt om boligen hadde vedovn, og eventuelt hvor ofte vedovnen ble benyttet i løpet av prøvetakningsperioden. Det var mange som hadde krysset ja for at de hadde vedovn, men ikke besvart oppfølgingsspørsmålet om vedovnen var benyttet under prøvetakningsperioden. Alle boliger med vedovn ble satt i gruppen bolig med vedfyring. Grunnen til dette er en antakelse om at vedovnen er benyttet i forkant av prøvetakningsperioden, og at kadmium fra vedfyring allerede er til stede i boligen. Det foreligger ingen informasjon om varighet av vedfyringen, kun hyppighet i enkelte boliger. Prøvetakningsperioden er fra februar-oktober; en periode der det normalt er variert fyringsvarighet. Det er heller ikke tatt høyde for alderen til vedovnene. Alderen kan også påvirke mengden utslipp, da nyere vedovner har et mindre utslipp av stoffer enn det eldre ovner har (Ward & Noonan, 2008).

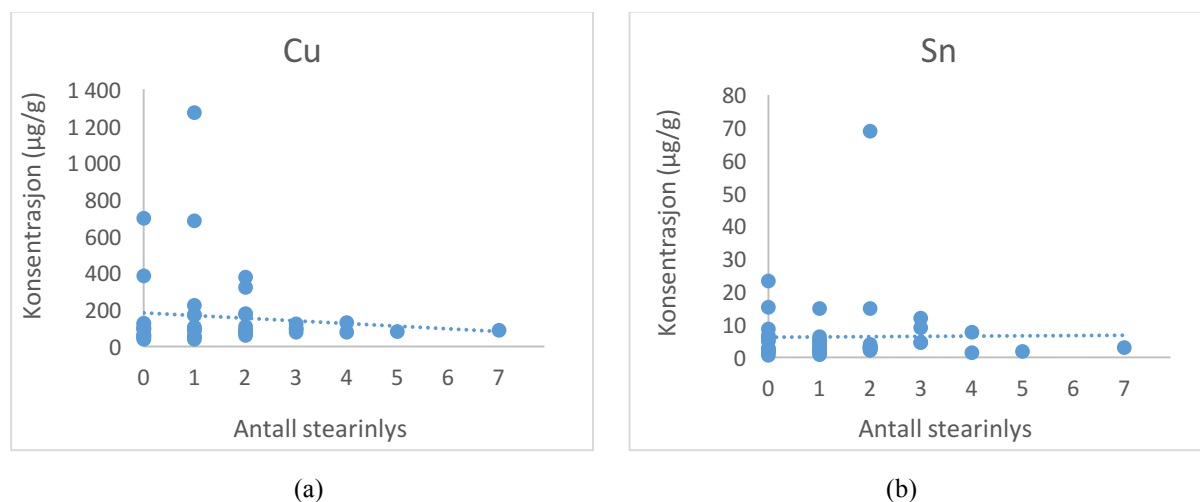
Det ble laget to nye grupper og ny t-test ble gjennomført. Gruppene var fremdeles eldre boliger med vedfyring og eldre boliger med annen oppvarming, men de boligene som ga svar i spørreskjemaet som tilsa at vedovnen ikke var benyttet under prøvetakningsperioden ble flyttet til gruppen eldre boliger med annen oppvarming. Ved ny inndeling ble gjennomsnittskonsentrasjonen 1,66 µg/g for begge gruppene, se tabell 8. Resultatet indikerer, som for den første t-testen presentert i tabell 8, at vedfyring ikke er årsak til den signifikante forskjellen i gjennomsnittskonsentrasjon observert for kadmium i 5.3.1.

Det er kun én prøve som passet inn i gruppen nyere boliger med vedfyring. I denne boligen var kadmiumkonsentrasjonen 0,459 $\mu\text{g/g}$. Gjennomsnittskonsentrasjonen for kadmium i nyere boliger med annen oppvarming er 0,299 $\mu\text{g/g}$. Som følge av manglende prøver innenfor gruppen nyere boliger med vedfyring kommenteres ikke resultatene videre.

I 5.3.1 ble det vist signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium mellom eldre og nyere boliger. Fra resultatene av t-testen i dette avsnittet, gis det indikasjon på at vedfyring ikke har hatt en direkte innvirkning på konsentrasjonsforskjellen.

5.4.2 Påvirkning fra stearinlys brenning

I tillegg til kobber (se avsnitt 2.3.4) kan også tinn slippes ut fra forbrenningsprosessen i stearinlys (Pagels m.fl., 2007; Pagels m.fl., 2009; Shooto & Dikio, 2011). For å undersøke mulig korrelasjon mellom bruk av stearinlys og konsentrasjon av disse to metallene innendørs, ble det innhentet informasjon om hvor mange dager det ble tent stearinlys i boligen pr. uke. Det var en hyppighet fra 0 til 7 dager i uka for brenning av stearinlys (Vedlegg K). I figurene nedenfor knyttes antall lys til de målte konsentrasjonene av de to metallene kobber og tinn.



Figur 13 Konsentrasjonen av (a) kobber og (b) tinn i husstøv som funksjon av antall brente stearinlys pr. uke i boligen.

I figur 13 vises en svak trend for kobber der konsentrasjonen synker ved økt antall brente stearinlys pr. uke. For tinn vises en svært svak trend til økning i konsentrasjon av tinn ved økt antall brente stearinlys pr. uke. Resultatene kan indikere at bruk av stearinlys ikke påvirker

konsentrasjonen av kobber og tinn i boligene. Grunnet begrensninger i den innhentede informasjonen, samt manglende kunnskap om evt. innhold av Cu og Sn i de stearinlysene som er benyttet, vil det ikke foretas videre kommentering rundt resultatene fra figur 13.

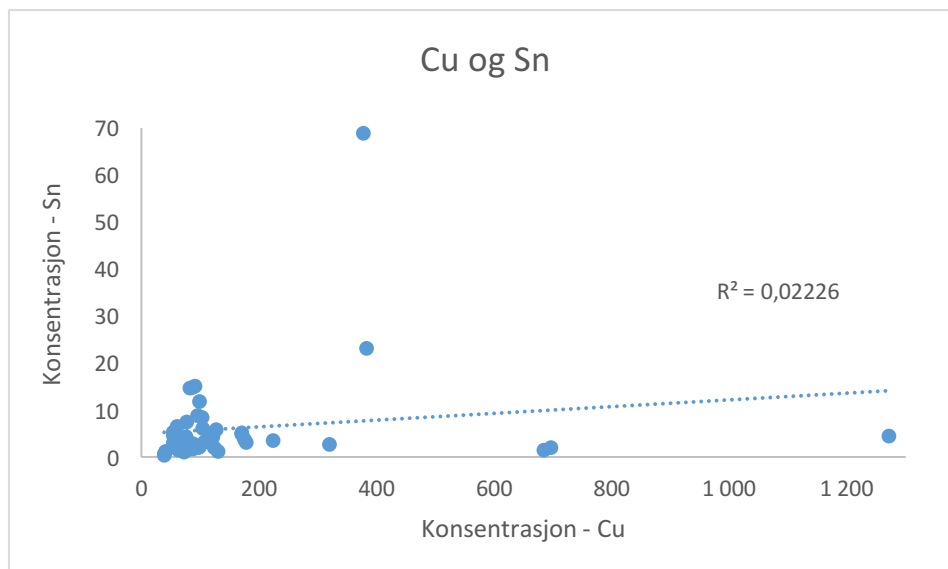
Det foreligger ikke tilstrekkelig informasjon om mengde lysbrenning pr. uke. Det ville vært hensiktsmessig med et oppfølgingsspørsmål knyttet til hvor lenge lysene var tent og hvor mange lys som ble tent hver uke. Det er også rimelig å anta at flere av boligene kan inneholde metaller fra stearinlysbruk i forkant av prøvetakningsperioden. Dette som følge av at mange prøvetakninger foregikk i lysere tider på vårparten, med et trolig mindre behov og ønske om å brenne stearinlys. Andre faktorer, deriblant trekk fra vinduer og stearinens sammensetning, kan påvirke hvor raskt et lys brenner og mengden sotpartikler som avgis. De mange påvirkende faktorene bidrar til økt kompleksitet i undersøkelsen av stearinlysets påvirkning. Det har ikke lyktes å oppdrive litteratur som forteller noe om tilstedeværelsen av kobber og tinn i ulike stearinlystyper, og det kan antas variasjon mellom de ulike typene både i sammensetning og mengde utslipp av de ulike komponentene.

Tabell 9 Resultater fra utført t-test der konsentrasjonen av metallene Cu og Sn sammenlignes i boliger med og uten bruk av stearinlys. Kolonne 2 viser gjennomsnittet for det aktuelle metallet i boliger med stearinlysbrenning (variabel 1). Kolonne 3 viser gjennomsnittet for det aktuelle metallet i boliger uten bruk av stearinlys (variabel 2). I vedlegg B.3 er alle tabellverdier fra t-testen lagt ved, her presenteres kun et utdrag.

Metaller	Gj.snitt – Med stearinlys ($\mu\text{g/g}$)	Gj.snitt – Uten stearinlys ($\mu\text{g/g}$)	$ t_{stat.} $	$t_{krit.}$
Cu	174	140	0,564	2,03
Sn	6,55	5,62	0,345	2,02

Som følge av at det ikke er hentet inn tilstrekkelig informasjon om brenning av stearinlys, ble boligene delt opp i to grupper, boliger der det ikke har blitt brent stearinlys og boliger der det har blitt brent stearinlys under prøvetakningsperioden. Det ble ikke tatt høyde for boligens alder, ettersom konsentrasjonsforskjellene var små mellom eldre og nyere boliger for metallene kobber og tinn. I tabell 9 presenteres det at $|t_{stat.}| < t_{krit.}$ for både kobber og tinn, som viser til ingen signifikante konsentrasjonsforskjeller. Det må imidlertid påpekes at det er høyere gjennomsnittskonsentrasjoner av både kobber og tinn i de boligene der det har blitt tent stearinlys under prøvetakningsperioden. Forskjellen er imidlertid liten og det vil ikke foretas videre kommentering av disse resultatene.

I avsnitt 2.3.4 vises det til en rekke kilder som kan ha påvirket konsentrasjonen av kobber i ute- og innemiljøet. Det samme gjelder for tinn. I figur 14 undersøkes det om konsentrasjonene av kobber og tinn stammer fra samme kilde ved å plote de to metallene mot hverandre, og undersøke lineariteten.



Figur 14 Konsentrasjonen av kobber og sink plottet mot hverandre. Korrelasjonskoeffisient er 0,0223.

Det vises til svært lav korrelasjonskoeffisient i figur 14, og manglende linearitet indikerer at kobber og tinn ikke stammer fra samme kilde.

Sammensetningen i stearinen vil variere mellom ulike typer stearinlys, og det er ingen garanti for at lysene benyttet i prøvetakningsboligene inneholder kobber og tinn. Det er imidlertid ikke bare utslipp av metaller det knyttes bekymring til ved brenning av stearinlys. Genererte sotpartikler fungerer som absorpsjonsmedier for andre partikler, og slik kan levende lys føre til at flere forurensende partikler bindes i husstøvet.

5.4.3 Påvirkning fra trafikk

I utlevert spørreskjemaet skulle boligeier krysse av for om boligen lå i nærheten av trafikkert vei. En svakhet med dette spørsmålet er at det ikke på forhånd ble definert hva en trafikkert vei innebar, og boligenes nærhet til trafikkert vei måtte dermed undersøkes i etterkant ved hjelp av boligadressene. Utslipp fra biltrafikk kan variere i sammensetning og konsentrasjoner. En sentrumsnær vei med mye køkjøring vil i stor grad slippe ut metaller fra mekaniske prosesser, som bremsing og akselerasjon. Lignende utslipp kan også forventes for de deler av motorveier

som er innfartsåre til sentrum. Videre vil følgende definisjon for nærhet til trafikkert vei benyttes: Boligen ligger under 200 m i luftlinje fra vei med stor trafikkmengde og køkjøring.

Av de 47 prøvene er det kun prøvene 1, 2, 3, 4, 5, 24, 49 og 51 som ligger i nærheten av trafikkert vei ut ifra presentert definisjon. Metaller knyttet til biltrafikk i Norge er blant annet sink, kadmium, krom, nikkel og kobber (se underkapittel 2.3).

For å undersøke om nærhet til trafikkert vei kan påvirke konsentrasjonen av metaller i husstøv, ble konsentrasjonene for hvert av de fem metallene fordelt i de to gruppene, boliger med nærhet til trafikkert vei og boliger uten nærhet til trafikkert vei. Det ble i førsteomgang ikke tatt hensyn til boligens alder. Det ble gjennomført t-tester for de to gruppene av hvert metall, og resultatene presenteres i tabell 10.

Tabell 10 Resultater fra utført t-tester der konsentrasjonen av metallene kadmium, sink, kobber, nikkel og krom sammenlignes mellom boliger med og uten nærhet til trafikkert vei. Kolonne 2 viser gjennomsnittet for det aktuelle metallet i boliger uten nærhet til trafikkert vei (variabel 1). Kolonne 3 viser gjennomsnittet for det aktuelle metallet i boliger med nærhet til trafikkert vei (variabel 2). I vedlegg B.4 er alle tabellverdier fra t-testen lagt ved, her presenteres kun et utdrag.

Metaller	Gj.snitt – Uten nærhet til trafikk ($\mu\text{g/g}$)	Gj.snitt – Med nærhet til trafikk ($\mu\text{g/g}$)	$ t_{stat.} $	$t_{krit.}$
Cd	1,10	0,175	4,07	2,02
Zn	565	312	1,91	2,02
Cu	161	166	0,0660	2,23
Ni	45,5	31,1	1,69	2,02
Cr	70,6	53,5	1,79	2,09

I tabell 10 vises det til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium i boliger med og uten nærhet til trafikkert vei, der det er boligene uten nærhet til trafikkert vei som har den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen av kadmium. Det kommer også frem av tabell 10 at gjennomsnittskonsentrasjonene for metallene sink, nikkel og krom er høyere i boligene uten nærhet til trafikkert vei. Dette kan indikere at nærhet til trafikkert vei ikke påvirker konsentrasjonene av sink, nikkel og krom i husstøv. Boligene som pr. definisjon har nærhet til trafikkert vei, er alle nyere boliger. I 2.2.2 presenteres det at eldre boliger gjerne er mindre tette enn nyere boliger. Høyere tetthet i de nyere boligene kan være en mulig forklaring på de lavere gjennomsnittskonsentrasjonene funnet i boliger med nærhet til trafikkert vei, i forhold til boliger uten nærhet til trafikkert vei.

Dette avsnittet var tenkt å undersøke om nærhet til trafikkert vei kan være en av årsakene til den signifikante konsentrasjonsforskjellen funnet i 5.3.1 for kadmium mellom eldre og nyere boliger. Det er imidlertid ikke mulig som følge av at det kun er nyere boliger som ligger i nærheten av trafikkert vei. I 5.3.1 ble lavere tetthetsegenskaper påpekt som en mulig faktor for de observerte konsentrasjonsforskjellene mellom kadmium i eldre og nyere boliger. Dersom dette er tilfelle, vil det faktum at alle boligene i gruppen nærhet til trafikkert vei er av nyere dato påvirke resultatet i t-testene vist i tabell 10. For å utelukke faktorer tilknyttet forskjeller mellom eldre og nyere boliger, ble gruppen nyere boliger med nærhet til trafikkert vei sammenlignet med gruppen nyere boliger uten nærhet til trafikkert vei ved hjelp av t-test. Resultatet fra t-testen (Vedlegg B.4) viste at nyere boliger uten nærhet til trafikkert vei hadde en gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium på 0,367 µg/g, mens boliger med nærhet til trafikkert vei hadde en gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium på 0,175 µg/g. T-testen viser at $|t_{stat.}| > t_{krit.}$ og viser til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom kadmium i nyere boliger med og uten nærhet til trafikkert vei, der den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen er i nyere boliger uten nærhet til trafikkert vei. Resultatet indikerer at nærhet til trafikkert vei ikke påvirker konsentrasjonen av kadmium i husstøv. Det er imidlertid viktig å huske på at det er en rekke andre faktorer som spiller inn, som for eksempel hyppighet av åpne vinduer, som nevnt i 5.3.1, og generering av metaller innendørs. Ikke alle faktorer kan testes på lignende måte som vist i dette avsnittet, så nok en gang gir funnene fra t-testen kun en indikasjon på hva som påvirker og hva som ikke påvirker.

5.4.4 Påvirkning fra bygningsmateriale og andre produkter

I avsnitt 2.2.1 ble det presentert at bruken av kobber, krom og arsen i bygningsmaterialer var mest aktuell i byggeårene fra 1940-2003. Dette passer inn under oppgavens inndeling av eldre og nyere boliger, der de eldre boligene kan inneholde eller har inneholdt bygningsmateriale der de tre metallene er komponenter. De nyere boligene skal i teorien ikke inneholde bygningsmateriale der kobber, krom og arsen er til stede. For å sammenligne konsentrasjonsforskjellene i eldre og nyere boliger for de tre metallene, ble det gjennomført t-tester, se tabell 7. Forskjellen i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre og nyere boliger var ikke signifikant, men det ble registrert høyere gjennomsnittskonsentrasjoner for de tre metallene i de eldre boligene. Det er imidlertid ikke store konsentrasjonsforskjeller, og det vil kun knyttes noen generelle kommentarer til resultatene. Resultatene kan indikere at bruken av bygningsmaterialer der kobber, krom og arsen er komponenter er redusert, som det påpekes i

avsnitt 2.2.1, eller at utslippsnivået fra bygningsmaterialer er lavt i forhold til andre utslippskilder.

Som presentert i avsnitt 2.2.1 var bruken av kadmium i bygningsmaterialer mest aktuell frem til 2009. Årstallet passer ikke helt inn i fordelingen mellom eldre og nyere boliger ettersom de innhentede prøvene for nyere boliger er fra byggeårene 2004-2016, og det er dermed en overlappende periode fra 2004-2009. Fra tabell 7 vises det til signifikante forskjeller i gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium i eldre og nyere boliger, der den høyeste konsentrasjonen er i de eldre boligene. En årsak til dette kan være at kadmium i 2006 ble forbudt i EE-produkter (Miljødirektoratet, 2015). Miljødirektoratet (2015) sier også at kadmium nå er strengt regulert i en rekke produkter, deriblant maling, leker og plast. I 5.4.1 og 5.4.3 ble det vist at påvirkning fra vedfyring og trafikk trolig ikke er årsak til den signifikante forskjellene i gjennomsnittskonsentrasjon funnet for kadmium mellom eldre og nyere boliger. Ut ifra undersøkelser gjennomført i denne masteroppgaven gis det ingen indikasjon på påvirkning fra bygningsmaterialer og andre produkter. Det påpekes imidlertid at et forbud for kadmium er innført i forkant av byggeårene for flere av boligene. Forbudet kan dermed være en mulig årsak til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium, vist i tabell 7, mellom eldre og nyere boliger.

I en rapport fra SINTEF Byggforsk (2010) bekreftes det at det fremdeles blir benyttet bly i bygningsmaterialer. Rapporten sier imidlertid ingenting om hvilke bygningsmaterialer dette gjelder. I følge miljødirektoratet (2016) er det forbudt med bruk av blyholdig maling (med noen unntak) i både Norge og EU. Det er ikke opplyst om når forbudet trådte i kraft, men det blir presentert at blyutslipp er redusert med ca. 90 % fra 1995-2013 (Miljødirektoratet, 2016). I tabell 7 vises det ingen signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for bly mellom eldre og nyere boliger. Det er likevel en konsentrasjonsforskjell, der konsentrasjonen av bly i eldre boliger er betraktelig større enn i nyere boliger. Det er mulig at en slik sammenheng kan knyttes til nedgang i bruk av blyholdig maling, ammunisjon og drivstoff.

Fra tabell 1 i avsnitt 2.2.1 presenteres en rekke ulike bygningsmaterialer og deres tilhørende forekomst av metaller. Hvorvidt metallene presentert i tabellen er i bruk i bygningsmaterialene i de ulike prøvetakningsboligene er ikke kjent. Slik informasjon ville krevd omfattende analyser av hver enkelt bolig. Av den grunn vil det være vanskelig å kommentere dette ytterligere.

5.5 Kommentarer til andre metaller

Det er flere metaller som kunne vært interessante å undersøke nærmere som følge av blant annet stor variasjon i datasettet og økt bruk av metallet. I den forbindelse presenteres metallene platina og vismut i dette underkapittelet.

Platina brukes i bilkatalysatorer, der dens oppgave er å redusere skadelige utslipp i bileksos (Nagai m.fl., 2008). Som følge av bilbruk frigjøres platina (Leśniewska m.fl., 2004), og tilstedeværelsen av platina kunne gitt indikasjon på i hvilken grad nærhet til trafikkert vei påvirker konsentrasjonen av metaller innendørs. Platina viste imidlertid til høye standardavvik i analysen, og ble av den grunn utelatt fra videre vurdering.

Vismut er et grunnstoff med tilnærmet lik tetthet som bly, og har erstattet bly i ammunisjon og andre legeringer (Suzuki m.fl., 2001). Vismut viser til relativ varians på $3,40 \times 10^4$ blant de førtisyv prøvene (Vedlegg A), og til større gjennomsnittskonsentrasjon i nyere boliger enn i de eldre boligene. Til tross for økt bruk av vismut og høy relativ varians, ble vismut utelukket fra videre vurdering som følge av at det ikke er bevist noen kreftfremkallende, teratogene eller mutagene effekter ved eksponering for vismut (Suzuki m.fl., 2001). Det har heller ikke lyktes å finne andre sammenhenger mellom vismuteksponering og negative helseeffekter.

5.6 Kommentarer til enkeltprøver

I dette underkapittelet knyttes det noen kommentarer til et utvalg prøveresultater. Det er imidlertid viktig å påpeke at for å forklare metallkonsentrasjoner i enkeltprøver, kreves det grundigere analyser enn de som er utført i denne undersøkelsen.

Prøve 46 er et eksempel på en interessant støvprøve, da det er den eneste av de førtisyv prøvene der det har foregått røyking innendørs i forkant og under prøvetakningsperioden. Støvprøven har den nest høyeste verdien av kadmium blant alle prøvene. Som vist i avsnitt 2.3.8 er tobakksrøyk en kilde til kadmiumutslipp og innendørsrøyking kan være en mulig kilde til den målte konsentrasjonen. Kadmium i mineralgjødsel er en annen mulig kilde til kadmiumkonsentrasjonen innendørs, som følge av at boligen ligger i umiddelbar nærhet til store jorder. I løpet av prøvetakningsperioden har det også foregått vedfyring i boligen, og i avsnitt 2.3.8 presenteres bruk av vedovn som utslippskilde for kadmium. I avsnitt 5.4.1 ble det imidlertid indikert ut ifra statistisk t-test at vedfyring ikke påvirket kadmiumkonsentrasjonen

innendørs. Det finnes en rekke andre kilder til kadmium både innendørs og utendørs enn de nevnt her, og dette eksempelet viser nok en gang kompleksiteten i masteroppgaven.

Prøve 29 viser til datasettets høyeste konsentrasjon av både bly og arsen. I tillegg har prøven en av de høyeste konsentrasjonene av kadmium. Her kan det gjøres en rekke antagelser for hva som kan være kilden til de høye konsentrasjonene. Boligen ligger i umiddelbar nærhet til jordbruksarealer. Terrengmodell av nærområdet viser at boligen ligger nederst i et dalføre; like ved et vassdrag. Avrenning fra høyere liggende jordbruksarealer kan samle seg rundt boligen. I avsnitt 2.3.9 presenteres pesticider, insekticider og dyrefôr som kilder til arsen, og det er mulig at en eller flere av arsenholdige produkter benyttes (eller har vært benyttet) på disse jordene. I avsnitt 2.3.8 presenteres mineralgjødsel som en kilde til kadmium, og vil også knyttes til utslipp fra landbruket. Stoffer fra disse produktene kan videre transporteres til inneklimate gjennom ulike transportveier, se avsnittene 2.2.2, 2.2.3 og 2.2.5. Ut fra ortofoto registreres gårdsbebyggelse beliggende ovenfor boligen. For eksempel kan store, eldre driftsbygninger være påført blyholdig maling som flakker av veggene i større grad enn nylig påført maling. Bly i malingsflak kan overføres til jorda og videre transporteres inn i boligen. Boligen tilhører gruppen eldre boliger, og tilstedeværelsen av trykkimpregnert trevirke kan være en mulig påvirkning på arsenkonsentrasjonen i husstøv. Andre faktorer som kan være medvirkende til de høye nivåene er nærhet til riksvei (300 m) og en skytebane som ligger ca. 4 km unna. I avsnitt 2.3.5 presenteres ammunisjon som kilde til bly.

For prøve 35 ble det målt de høyeste konsentrasjonene av sink og nikkel i datasettet. I den innhentede informasjonen fra boligen der prøven ble hentet inn, kom det frem at det kun var støvsugd i kjelleretasjen under prøvetakningsperioden. Kjelleretasjen ble i 1983 bygget om fra kjellerrom til kjellerstue og bad, og i dag fungerer kjellerstua som et soverom. Nikkel og sink har flere like utslippskilder, deriblant industri og forbrenning, bruk av bil, maling og tobakk. Det viser seg fra den innhentede informasjonen at det ikke har foregått bruk av tobakk innendørs, samt at boligens plassering verken er i nærheten av industri- eller forbrenningsanlegg. Boligen ligger ca. 40 m i luftlinje fra bilvei, men det er ingen utpreget køkjøring på veien. I avsnitt 5.4.3 gis det heller ingen indikasjon på at nærhet til trafikkert vei påvirker sink- eller nikkelkonsentrasjonen. Ut ifra den innhentende informasjonen fra boligen og tidligere gjennomførte tester, er det vanskelig å si noe om mulige årsaker til de målte konsentrasjonene.

Selv om noen av konsentrasjonsnivåene for metallene er betraktelig større enn for andre metaller, er de ikke nødvendigvis bekymringsverdige. I neste underkapittel vil de høyeste målte konsentrasjonene funnet for de utvalgte metallene bli risikovurdert.

5.7 Helsemessig risikovurdering av målte konsentrasjoner

Som nevnt i underkapittel 2.4 er det ikke etablert tilstandsklasser, grenseverdier eller andre kriterier for konsentrasjoner av metaller i husstøv. Det gjøres likevel et forsøk på å gi en vurdering av metallkonsentrasjonene i innsamlet prøvemateriale for de utvalgte metallene. Til dette arbeidet benyttes de etablerte grenseverdiene for konsentrasjoner av metaller i mat, samt verdier satt for anbefalt daglig inntak av metaller. Det har kun lyktes å finne etablerte grenseverdier for bly, kadmium og kvikksølv i mat. For de resterende utvalgte metallene vil verdier for anbefalt daglig inntak benyttes. Det ble gjort en vurdering på å bruke tilstandsklassene for jord i vurderingsprosessen, men dette viste seg vanskelig. Grunnen til det er at tilstandsklassene oppgitt for jord viser til type arealbruk som trygt kan foregå for de ulike konsentrasjonene av metaller i jord. Sammenligning av arealbruk med eksponering for metaller i husstøv blir for kompleks og unøyaktig, da det ville vært nødvendig å bygge vurderingene på en rekke antakelser.

I tabell 11 presenteres den høyeste målte konsentrasjonen for hvert av de tre metallene kadmium, kvikksølv og bly blant de førtisyv prøvene, samt den nest høyeste konsentrasjonen for bly. I avsnitt 2.1.3 ble det sagt at et barn får i seg ca. 100 mg husstøv pr. dag, mens en voksen får i seg 50 mg husstøv pr. dag (USEPA, 2002). Beregnet inntak pr. dag (Vedlegg E) for hvert av metallene, vist i tabell 11, tar hensyn til høyere sårbarhet hos barn og det antas derfor et inntak på 100 mg husstøv pr. dag.

Tabell 11 Konsentrasjonen av metaller hentet fra støvprøver med høyest konsentrasjon av kadmium, kvikksølv og bly, samt nesthøyeste konsentrasjon for bly. Kolonne 3 viser beregnet inntak av metaller i husstøvet pr. dag, der det antas et inntak på 100 mg pr. dag (for utregning, se vedlegg E). Kolonne 4 viser grenseverdien for det aktuelle metallet i mat.

Metall	Konsentrasjon (mg/kg)	Inntak pr. dag (mg)	Grenseverdi i mat* (mg/kg)	Litteratur - Grenseverdi i mat
Cd	5,95	$5,95 \times 10^{-4}$	0,005-3,0	(Folkehelseinstituttet, 2016)
Hg	0,573	$5,73 \times 10^{-5}$	0,5-1,0	(Folkehelseinstituttet, 2016)
Pb^a	441	0,0441	0,02-1,5	(Folkehelseinstituttet, 2016)
Pb^b	75,5	$7,55 \times 10^{-3}$	0,02-1,5	(Folkehelseinstituttet, 2016)

* Skrevet som oppgitt i litteratur, derav ikke tre signifikante siffer.

^a Den høyeste målte blykonsentrasjonen.

^b Den nest høyeste målte blykonsentrasjonen.

Dersom et menneske får i seg 100 mg husstøv pr. dag vil beboerne i de tre boligene med høyest konsentrasjon av kadmium, bly og kvikksølv, få i seg $5,95 \times 10^{-4}$ mg kadmium, 0,0441 mg bly og $5,73 \times 10^{-5}$ mg kvikksølv daglig. Mengden av kadmium og kvikksølv ligger langt under grenseverdiene satt for de to metallene i mat, se tabell 11. Mengden av bly derimot, ligger innenfor grenseverdiene 0,02-1,5 mg/kg satt for blyinnholdet i mat. Det kan indikere at konsentrasjonen av bly i husstøvet fra prøve 29 er høyere enn ønskelig. Det må imidlertid påpekes at verdien på 0,0441 mg ligger i det nedre sjiktet av de etablerte grenseverdiene, og det knyttes usikkerhet til hvor bekymringsverdig funnet er. Den nest høyeste konsentrasjonen av bly blant de førtisv prøvene viste til et inntak på $7,55 \times 10^{-3}$ mg bly pr. dag, og ligger godt under grenseverdien satt for bly i mat. En begrensning i disse sammenligningene er manglende informasjon om de oppgitte grenseverdiene tar høyde for at mennesker også eksponeres for metaller på andre måter.

De resterende utvalgte metallene har som nevnt ingen utarbeidede grenseverdier satt for metaller i mat. Flere av metallene er essensielle i menneskekroppen, og det finnes tilgjengelig dokumentasjon om anbefalt daglig inntak av disse. Dokumentasjonen benyttes videre til å risikovurdere den høyeste konsentrasjonen for hvert av de resterende utvalgte metallene. I faglitteraturen står det ikke nevnt spesifikt, men det antas at anbefalt inntak representerer inntak gjennom mat og drikke. I tabell 12 presenteres daglig inntak og anbefalt inntak av et utvalg metaller, der daglig inntak er beregnet i vedlegg F. For arsen har det ikke lyktes å finne verken etablerte grenseverdier i mat eller anbefalt daglig inntak, og tas derfor ikke med i risikovurderingen.

Tabell 12 Daglig inntak av sink, kobber, krom, mangan og nikkel fra husstøv, der det antas et inntak på 100 mg husstøv pr. dag (for utregning, se vedlegg F), samt anbefalt daglig inntak av metallene.

Metall	Daglig inntak av metaller	Anbefalt daglig inntak*	Litteratur – Anbefalt daglig inntak
Zn	0,471 mg	15 mg (voksen)	(Morken, "u.å."b)
Cu	0,127 mg	2 mg	(Morken, 2013)
Cr	0,0191 mg	Minimum 50 mg	(Morken, "u.å."a)
Mn	0,0598 mg	3 mg (voksen)	(European Food Safety Authority, 2013)
Ni	0,0317 mg	> 250 mg (v/nikkelallergi)	(Mattilsynet, 2015)

* Skrevet som oppgitt i litteratur, derav ikke tre signifikante siffer.

Daglig inntak av metallene vist i tabell 12, viser til mengder godt under det anbefalte daglige inntaket. Resultatene indikerer at det ikke er helseskadelige metallkonsentrasjoner for sink, kobber, krom, mangan eller nikkel i boligenes husstøv. Det bemerkes at anbefalt daglig inntak for Zn og Mn er gitt for voksne, mens det for Cu, Cr og Ni ikke gis informasjon om dette. Det daglige inntaket av metaller ligger imidlertid så langt under det anbefalte daglige inntaket, at den manglende informasjonen antas å ikke være en begrensning for sammenligningen. Sammenligningen benyttes kun for å gi en indikasjon på om de målte konsentrasjonene er bekymringsverdige. En begrensning i sammenligningen er imidlertid manglende hensyn til andre eksponeringsmuligheter.

I avsnitt 2.3.2 presenteres cocktaileffekten, der eksponering for flere ulike kjemiske stoffer betraktes. Eventuell cocktaileffekt er ikke tatt høyde for i risikovurderingen utført i dette underkapittelet.

5.8 Diskusjon av feilkilder

Resultatene presentert i kapittel 5 må sees i lys av metoden som er benyttet i denne undersøkelsen. I dette underkapittelet vil refleksjoner rundt valg av metode og feilkilder presenteres.

5.8.1 Behandling og fremstilling av data

Som nevnt tidligere er det knyttet begrensninger og usikkerhet til bruk av t-test. Usikkerhet knyttes blant annet til det begrensede datasettet. Det gjøres en rekke antakelser ved bruk av t-test, som fører til noe usikkerhet i resultatene. Det antas blant annet likt antall data i de to

datasettene som sammenlignes. Det vil imidlertid ikke være tilfellet for de utførte t-testene i denne undersøkelsen. En annen antakelse er at det benyttede datasettet i undersøkelsen er normalfordelt. Den store spredningen i datasettet fører også til begrensninger i bruk av t-test. Stor spredning gjør det vanskelig å påvise signifikante konsentrasjonsforskjeller. Det er ulik varians mellom datasettene som sammenlignes i denne masteroppgaven, og det er det tatt høyde for ved gjennomføring av t-test. Ved valg av konfidensintervall for bruk av t-test ligger det allerede en usikkerhet. I denne masteroppgaven er det valgt et konfidensnivå på 95 %, og det godtas dermed en mulighet på 5 % for at det skjer en forkastningsfeil.

I tillegg til databehandlingen ved hjelp av t-test, påvirker det begrensede datagrunnlaget på førtisyv prøver gjennomføring av ønskelige dataanalyser. Få prøver gjør det vanskelig å undersøke påvirkning fra ulike variabler. Et eksempel er påvirkning fra vedfyring der det kun er én prøve som passer inn i gruppen nyere bolig med vedfyring.

5.8.2 Prøveinnsamling

I forbindelse med prøveinnsamling ble det hentet inn informasjon via et spørreskjema (Vedlegg J og Vedlegg K). Som følge av at dette er en innledende studie på NTNU var det knyttet usikkerhet til hvilke funn som var forventet, og det ble dermed innhentet mye informasjon. Noe av den innhentede informasjonen var vanskelig å benytte, som følge av manglende svar. Det hadde vært hensiktsmessig å definere ukjente begreper, som for eksempel HEPA-filter, for å få mer nyttige svar. Videre i dette underkapittelet vil det presenteres ulike endringer for prøveinnsamlingen som bør gjøres dersom liknende undersøkelser skal gjennomføres i fremtiden.

Som nevnt tidligere er det flere faktorer som kan ha påvirket konsentrasjonen av grunnstoffer i husstøv, der bruk av ulike støvsugere er et eksempel. Noen støvsugere har HEPA-filter som vil fange opp fine partikler, og dermed senke konsentrasjonen av metaller i støvprøven. Av den grunn vil tilstedeværelsen av HEPA-filter i støvsugerposen være svært interessant informasjon. Støvsugerne kan også være bygget opp av ulikt materiale, der for eksempel metallinnhold i legeringer kan variere.

Prøvetakningsperioden varierte fra februar-oktober, og prøvene har dermed vært utsatt for ulike meteorologiske forhold. I avsnitt 2.2.5 presenteres hvordan årstid og meteorologiske forhold

kan påvirke konsentrasjoner av partikler. I tillegg var det noen deltakere som støvsugde i kun tre uker, mens andre brukte støvsugerposen i nærmere to måneder. Det medførte varierende mengder husstøv blant de innhentede posene.

Fra innhentet informasjon (Vedlegg K) presenteres tilstedeværelsen av luftrensere, ventilasjonssystemer, åpne ventiler og varmpumpe. Det kunne vært interessant å undersøke hvordan disse faktorene kan påvirke konsentrasjonen av metaller i husstøv. Slike betraktninger lot seg imidlertid ikke gjøre, som følge av mange påvirkende faktorer. Det ville vært nødvendig å ta høyde for blant annet ulike bygningsmaterialer, boligareal, meteorologiske forhold osv. Her illustreres nok en gang kompleksiteten i undersøkelsen. Det ble også hentet inn informasjon om boligens nærhet til industri (Vedlegg K). Her ble det ikke stilt oppfølgingsspørsmål som innebar type industri og antall ulike industriforetak. Som følge av begrenset innhentet informasjon og vanskeligheter knyttet til å oppdrive informasjon om mulige metallutslipp, ble det ikke gjort noen videre vurdering på hvordan nærhet industri kan ha påvirket metallkonsentrasjonen i de ulike boligene. Det ble ikke observert avvikende konsentrasjoner for noen av de utvalgte metallene i de boligene der nærhet til industri var oppgitt.

I 17 av de 47 boligene passet ikke den utleverte standard støvsugerposen, og støvsugerens originalpose ble benyttet. Dette er en ulempe som følge av manglende analyse på innholdsmateriale i originalposen, og kontaminering fra støvsugerposen kan ikke utelukkes.

I avsnitt 2.6 peker Von Lindern m.fl. (2003) på manglende kontroll ved bruk av frivillige deltakere. Som nevnt, fikk boligeier en instruks (Vedlegg I) der det gis klare retningslinjer på hvordan støvsugingen skulle gjennomføres under prøvetakningsperioden. Det er ingen garanti for at retningslinjene ble fulgt. En svakhet med denne instruksjonen var at det ikke ble gitt beskjed om å unngå oppussing i løpet av prøvetakningsperioden.

5.8.3 Sikting

De innhentede støvsugerposene ble åpnet og filtrert i avtrekksskap. Ettersom posene ble åpnet i samme avtrekksskap etter hverandre, kan ikke krysskontaminering mellom støvprøvene utelukkes. Krysskontaminering kan ha forekommet ved at støvpartikler går over i luft ved filtrering av en pose, for så å avsettes på husstøv ved en senere filtrering. Avtrekksskapene ble tørket over mellom hver prøve, men det var vanskelig å få med alt støvet som følge av at suget

i avtrekksskapet hadde spredd støvet rundt i skapet. Filteret ble kostet mellom hver filtrering og kosten ble børstet, men krysskontaminering mellom prøvene via filteret og kosten kan heller ikke utelukkes.

5.8.4 Dekomponering og analyse

Feilkilder knyttet til dekomponering kan være fordamping av prøvene som kan føre til tap av prøve, samt krysskontaminering. For å minske muligheten for slike feilkilder ble det benyttet et lukket system der det ble holdt jevnt trykk og temperatur.

Som nevnt i avsnitt 3.2.1 er ICP-MS en god metode for deteksjon av lave konsentrasjoner. Det er ikke utarbeidet én prosedyre for analyse av støvprøver ved Institutt for kjemi, og som følge av at det var forventet stor spredning i konsentrasjoner blant de ulike grunnstoffene, ble ICP-MS valgt som analysemetode. Generelle feilkilder knyttet til bruk av ICP-MS som analysemetode presenteres i 3.2.2. Som presentert i avsnitt 4.4 ble det under analysen kjørt seks blankprøver, tre referanseprøver og to duplikater. Referanseprøver og blankprøver ble benyttet for å redusere eller unngå systematiske feil. Resultatene av analysen på referansematerialet presentert i tabell 4 indikerte at de målte konsentrasjonene ligger lavere enn den faktiske verdien som er til stede i husstøv. Det er imidlertid ikke tatt høyde for i denne oppgaven som følge av usikkerhet knyttet til bruk av jord som referansematerialet, og ikke husstøv.

Det er kun en liten del av originalprøven (ca. 0,3 g) som er veid ut og analysert. Det knyttes dermed usikkerhet til om resultatene er representative for hele prøven.

6. Konklusjon

Målet med denne masteroppgaven var å undersøke konsentrasjonsforskjeller i husstøv for et utvalg metaller i eldre og nyere boliger. I tillegg til boligens alder, ble andre mulige påvirkninger på metallkonsentrasjonene i husstøv undersøkt. Det var også et mål å utføre en generell kartlegging av hvilke metaller husstøv inneholder.

Fra analyseresultatene kommer det frem at grunnstoffinnholdet varierer svært mye mellom de ulike støvprøvene. Den store variasjonen indikerer at konsentrasjonen av grunnstoffer i husstøv påvirkes i ulik grad av ulike kilder. Som følge av kompleksiteten i oppgaven har det vist seg vanskelig å knytte målte konsentrasjoner til bestemte kilder.

Undersøkelsen viser høyere gjennomsnittskonsentrasjoner i de eldre boligene (1950-1970) enn i de nyere boligene (2004-2016). Dette gjelder for samtlige av de utvalgte metallene. Det er signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for kadmium, samt tilnærmet signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for kvikksølv. Forskjellen i gjennomsnittskonsentrasjon for de resterende utvalgte metallene varierer, men alle viser større gjennomsnittskonsentrasjoner i de eldre boligene. Masteroppgaven har videre undersøkt andre faktorer som kan tenkes å påvirke konsentrasjonen av metaller i husstøv. Resultatene indikerer at bruk av vedfyring, stearinlys eller nærhet til trafikkert vei ikke påvirker konsentrasjonen for et utvalg metaller i husstøv i betydelig grad. Risikovurderingen av de målte konsentrasjonene viste lav risiko for alle de utvalgte metallene i husstøv.

For å kommentere påvirkning fra ulike faktorer ytterligere, trengs det flere og mer spesifikke studier utover de som er presentert i denne oppgaven. Forslag til videre arbeid presenteres i kapittel 7.

7. Forslag til videre arbeid

Denne masteroppgaven kan nærmest omtales som en pilotstudie, og av den grunn ble oppgaven bevisst ikke avgrenset fra begynnelsen. Det har ført til en oppgave der flere faktorer betraktes, derav høy kompleksitet. Videre arbeid bør spisses mer, og nedenfor vil refleksjoner knyttet til et slikt arbeid presenteres.

En av hensiktene med denne oppgaven var å undersøke hva husstøv består av. Oppgaven ble etterhvert begrenset til hvilke metaller husstøv består av, samt at den andre mastergradsstudenten skulle se på innhold av PCB i de samme boligene. Det kunne i tillegg vært interessant å gjennomføre glødetap, for å kartlegge hvor mye av husstøvet som er organisk og hvor mye som er uorganisk.

For å enklere kunne sammenligne boliger, bør det velges ut boliger med flere likhetstrekk for å begrense antall påvirkende faktorer. Simoni m.fl. (1998) presenterte en mer konkret studie som blant annet omfatter faktorer som tidsperiode for hvor lenge vinduene sto åpne daglig, areal av boligen som var dekket med teppe, om det i de siste fem årene var blitt kjøpt nye møbler og andre faktorer knyttet til boligens egenskaper og daglig aktivitetsmønster hos beboerne. Raaschou-Nielsen m.fl. (2011) studerte kilder til $PM_{2,5}$ i barnerom, og koblet dette opp mot røyking i bolig og bruk av kjøkkenvifte under matlaging. Et lignende arbeid der det velges ut noen faktorer og eventuelt en enkel størrelsesfraksjon, ville vært et interessant utgangspunkt for videre arbeid.

Som vist i denne masteroppgaven, er det vanskelig å knytte tilstedeværelsen av metaller opp mot utslippskilder. Feng og Barratt (1994) benyttet sekvensiell ekstraksjon i sin studie for å undersøke de ulike størrelsesfraksjonene av husstøv og deres innhold av bly og kadmium. Informasjon om størrelsesfraksjonene kunne videre indikere mulige forurensningskilder. I denne studien ble ulike boliger og kontorbygg undersøkt, og det viste seg at kadmiumsammensetningen var forskjellig i de ulike størrelsesfraksjonene (Feng & Barratt, 1994). Funnet gav indikasjon på at kadmium var fra ulike kilder. En liknende vinkling kan være interessant for videre arbeid innenfor dette temaet, og en mulig hypotese som kan undersøkes er om det er høyest konsentrasjon av utendørs eller innendørs kilder i boliger. Frekvensanalyse er et annet eksempel på hvordan tilstedeværelsen av ulike kilder kan undersøkes. Det ble vurdert å gjøre et slikt arbeid i denne oppgaven, men ble ikke gjennomført som følge av et lite datasett.

Ved bruk av SEM-instrument (scanning electron microscope) kan det tas SEM-bilde av støvprøvene for å undersøke den fysiske sammensetningen av husstøv. SEM-bilde kan benyttes for å undersøke tilstedeværelsen av spor fra maling, syntetiske fibre, trefibre o.l., og vil gi et bidrag til kartleggingen av utslippskilder til forurensning i husstøv.

I underkapittel 5.7 er de målte konsentrasjonene i datasettet vurdert med tanke på eventuelle toksiske konsentrasjoner i husstøv. Som nevnt knyttes det usikkerhet til denne risikovurderingen og et videre arbeid som undersøker innhold av toksiske konsentrasjoner av metaller, samt farer ved menneskelig eksponering for metaller i husstøv, vil være nyttig. Til dette arbeidet vil det være hensiktsmessig med etablerte grenseverdier, og etablering av grenseverdier for metaller i husstøv legges frem som et annet forslag til videre arbeid. Grenseverdiene bør ta hensyn til de tre mulige eksponeringsveiene for husstøv; inntak via fordøyelsen, inhalering og absorpsjon gjennom hud. Grenseverdiene bør også ta hensyn til de mest sårbare gruppene i befolkningen. Et slikt arbeid vil være viktig med tanke på menneskers lange oppholdstid innendørs, og for å overvåke påvirkning fra stadige endringer i boligkonstruksjoner og innhold av grunnstoffer i bygningsmaterialer og andre produkter.

8. Litteratur

- Akhter, M. S., & Madany, I. M. (1993). Heavy metals in street and house dust in Bahrain. *Water, Air, and Soil Pollution*, **66**(1-2), 111-119.
- Al-Khashman, O. A. (2004). Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. *Atmospheric Environment*, **38**(39), 6803-6812.
- Alloway, B. J. (2013). Introduction. *Heavy metals in soils* (3. ed., Vol. **22**, s. 3-9): Springer.
- Arbeidstilsynet ("u.å."). Asbest. Hentet fra <http://www.arbeidstilsynet.no/fakta.html?tid=78164/> (Lest 05.10.2016).
- Beauchemin, D. (2010). Environmental analysis by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Mass spectrometry reviews*, **29**(4), 560-592.
- BéruBé, K., Balharry, D., Sexton, K., Koshy, L., & Jones, T. (2007). Combustion-derived nanoparticles: Mechanisms of pulmonary toxicity. *Clinical and Experimental Pharmacology and Physiology*, **34**(10), 1044-1050.
- Bradl, H. (2005). *Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation* (1. ed. Vol. **6**): Elsevier Science.
- Butte, W. (2003). Health effects of airborne dust and particulate matter indoors: A review of three climate chamber studies. In L. Morawska & T. Salthammer (Eds.), *Indoor environment: airborne particles and settled dust* (s. 407-428). Weinheim Great Britain: Wiley-VHC.
- Butte, W., & Heinzow, B. (2002). Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **175**, 1-46.
- Bye, R. (2009). *Dekomponeringsmetoder i analytisk kjemi*. Oslo: Media Oslo.
- Casarett, L. J., Doull, J., & Klaassen, C. D. (2013). *Casarett and Doull's Toxicology : the basic science of poisons* (8. ed.). New York: McGraw-Hill Medical.
- Cheatham, M. M., Sangrey, W. F., & White, W. M. (1993). Sources of error in external calibration ICP-MS analysis of geological samples and an improved non-linear drift correction procedure. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, **48**(3), 487-506.
- Chuang, H.-C., Jones, T., & BéruBé, K. (2012). Combustion particles emitted during church services: implications for human respiratory health. *Environment international*, **40**, 137-142.
- Cizdziel, J. V., & Hodge, V. F. (2000). Attics as archives for house infiltrating pollutants: trace elements and pesticides in attic dust and soil from southern Nevada and Utah. *Microchemical Journal*, **64**(1), 85-92.
- Darus, F. M., Nasir, R. A., Sumari, S. M., Ismail, Z. S., & Omar, N. A. (2012). Heavy metals composition of indoor dust in nursery schools building. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, **38**, 169-175.
- Davidson, C. I., Phalen, R. F., & Solomon, P. A. (2005). Airborne particulate matter and human health: a review. *Aerosol Science and Technology*, **39**(8), 737-749.
- Dennekamp, M., Howarth, S., Dick, C. A. J., Cherrrie, J. W., Donaldson, K., & Seaton, A. (2001). Ultrafine particles and nitrogen oxides generated by gas and electric cooking. *Occupational & environmental medicine*, **58**(8), 511-516.
- Enova ("u.å."). Energieffektiv ventilasjon. Hentet fra <https://www.enova.no/radgivning/privat/rad-om-produkter-og-losninger/styring-og-effektivisering/ventilasjon/energieffektiv-ventilasjon/108/131/> (Lest 10.10.2016).
- European Food Safety Authority. (2013). Scientific opinion on dietary reference values for manganese. *EFSA Journal*, **11**(11).

- Feng, Y., & Barratt, R. S. (1994). Lead and cadmium composition in indoor dust. *Science of the Total Environment*, **152**(3), 261-267.
- Folkehelseinstituttet (2010). Mulig helserisiko ved bruk av stearinlys og telys. Hentet fra <https://www.fhi.no/nyheter/2010/mulig-helserisiko-ved-bruk-av-stear/> (Lest 22.09.2016).
- Folkehelseinstituttet. (2013). *Luftkvalitetskriterier - Virkninger av luftforurensning på helse* (2013:9). Hentet fra <https://www.fhi.no/globalassets/migrering/dokumenter/pdf/luftkvalitetskriterier---virkninger-av-luftforurensning-pa-helse-pdf.pdf> (Lest 31.10.2016).
- Folkehelseinstituttet. (2015a). *Anbefalte faglige normer for inneklima: Revisjon av kunnskapsgrunnlag og normer - 2015* (2015:1). Hentet fra <https://www.fhi.no/globalassets/migrering/dokumenter/pdf/anbefalte-faglige-normer-for-inneklima-pdf.pdf> (Lest 19.08.2016).
- Folkehelseinstituttet (2015b). Kadmium i mat og miljø - faktaark. Hentet fra <https://www.fhi.no/ml/miljo/miljogifter/kadmium-i-mat-og-miljo--faktaark/> (Lest 31.10.2016).
- Folkehelseinstituttet (2015c). Metaller - Forurensninger i uteluft. Hentet fra <https://www.fhi.no/nettpub/mihe/uteluft/08.-metaller---forurensninger-i-ute/> (Lest 31.10.2016).
- Folkehelseinstituttet (2015d). Svevestøv - Forurensninger i uteluft. Hentet fra <https://www.fhi.no/nettpub/mihe/uteluft/04.-svevestov---forurensninger-i-ut/> (Lest 05.10.2016).
- Folkehelseinstituttet (2016). Metaller i mat. Hentet fra <https://www.fhi.no/nettpub/mihe/mat/06.-metaller-i-mat/-bly> (Lest 31.10.2016).
- Hammond, P. C. (1982). Metabolism of lead. In J. J. Chisholm, O'Hara, D.M. (Ed.), *Lead Absorption in Children: Management, Clinical, and Environmental Aspects*. (s. 11-20): Urban and Schwarzenberg.
- Harris, T. (2001). How vacuum cleaners work. Hentet fra <http://home.howstuffworks.com/vacuum-cleaner.htm> (Lest 06.11.2016).
- Jamriska, M. (2003). Modeling of indoor particle concentration In L. Morawska & T. Salthammer (Eds.), *Indoor environment: airborne particles and settled dust*. Weinheim Great Britain: Wiley-VHC.
- Jenkins, P. L., Phillips, T. J., Mulberg, E. J., & Hui, S. P. (1992). Activity patterns of Californians: use of and proximity to indoor pollutant sources. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, **26**(12), 2141-2148.
- Jenner, G. A., Longerich, H. P., Jackson, S. E., & Fryer, B. J. (1990). ICP-MS - A powerful tool for high-precision trace-element analysis in Earth sciences: Evidence from analysis of selected U.S.G.S. reference samples. *Chemical Geology*, **83**(1), 133-148.
- Jones, A. P. (1999). Indoor air quality and health. *Atmospheric Environment*, **33**(28), 4535-4564.
- Kurt-Karakus, P. B. (2012). Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: estimation of the health risk. *Environment international*, **50**, 47-55.
- Larsen, R. J., & Marx, M. L. (2013). *Introduction to Mathematical Statistics and Its Applications: Pearson New International Edition*: Pearson Education Limited.
- Leśniewska, B. A., Godlewska-Zyłkiewicz, B., Bocca, B., Caimi, S., Caroli, S., & Hulanicki, A. (2004). Platinum, palladium and rhodium content in road dust, tunnel dust and common grass in Białystok area (Poland): a pilot study. *Science of the Total Environment*, **321**(1-3), 93-104.
- Lindh, U. (2013). Biological functions of the elements. *Essentials of Medical Geology: Revised edition (1)*. Dordrecht: Dordrecht, NL: Springer Netherlands.

- Liu, Y., Hu, Z., Gao, S., Günther, D., Xu, J., Gao, C., & Chen, H. (2008). In situ analysis of major and trace elements of anhydrous minerals by LA-ICP-MS without applying an internal standard. *Chemical Geology*, **257**(1–2), 34-43.
- Løvås, G. G. (1999). *Statistikk - for universiteter og høyskoler*. Oslo: Universitetsforl.
- Manahan, S. E. (2009). *Environmental Chemistry, Ninth Edition* (9. ed.). Hoboken: CRC Press.
- Marchand, C., Bulliot, B., Le Calvé, S., & Mirabel, P. (2006). Aldehyde measurements in indoor environments in Strasbourg (France). *Atmospheric Environment*, **40**(7), 1336-1345.
- Maroni, M., Seifert, B., & Lindvall, T. (1995). *Indoor air quality: a comprehensive reference book* (Vol. 3): Elsevier.
- Martinelli, N., Olivieri, O., & Girelli, D. (2013). Air particulate matter and cardiovascular disease: A narrative review. *European Journal of Internal Medicine*, **24**(4), 295-302.
- Mattilsynet (2015). Nikkelallergi og mat. Hentet fra http://www.matportalen.no/rad_til_spesielle_grupper/tema/allergikere/nikkelallergi_og_mat (Lest 17.11.2016).
- Mattilsynet (2016). Cocktaileffekten - blir stoffer mer giftige i blanding? Hentet fra http://www.matportalen.no/uonskedestoffer_i_mat/tema/miljogifter/cocktaileffekten_bli_stoffer_mer_giftige_i_blanding (Lest 24.11.2016).
- Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M., & De la Parra, M. L. (2007). Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmospheric Environment*, **41**(2), 276-288.
- Microsoft ("u.å."). Bruke Analyseverktøy til å utføre komplisert dataanalyse. Hentet fra <https://support.office.com/nb-no/article/Bruke-Analyseverktøy-til-å-utføre-komplisert-dataanalyse-6c67ccf0-f4a9-487c-8dec-bdb5a2cefab6> (Lest 16.11.2016).
- Miljødirektoratet (2015). Kadmium. Hentet fra <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/noen-farlige-kjemikalier/kadmium/> (Lest 08.11.2016).
- Miljødirektoratet (2016). Bly. Hentet fra <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/noen-farlige-kjemikalier/bly/> (Lest 08.11.2016).
- Missia, D. A., Demetriou, E., Michael, N., Tolis, E., & Bartzis, J. (2010). Indoor exposure from building materials: a field study. *Atmospheric Environment*, **44**(35), 4388-4395.
- Morawska, L., & Salthammer, T. (2003). *Indoor environment : airborne particles and settled dust*. Weinheim Great Britain: Wiley-VCH.
- Morken, M. H. (2013). Fakta om kobber. Hentet fra <http://www.nettdoktor.no/ernaering/vitaminer/artikler/kobber.php> (Lest 16.11.2016).
- Morken, M. H. ("u.å."a). Fakta om krom. Hentet fra <http://www.nettdoktor.no/ernaering/vitaminer/artikler/krom.php> (Lest 17.11.2016).
- Morken, M. H. ("u.å."b). Fakta om sink. Hentet fra <http://www.nettdoktor.no/ernaering/vitaminer/artikler/zink.php> (Lest 17.11.2016).
- Moya, J., Bearer, C. F., & Etzel, R. A. (2004). Children's Behavior and Physiology and How It Affects Exposure to Environmental Contaminants. *Pediatrics*, **113**(Supplement 3), 996-1006.
- Müller, S., & Søndergaard, N. (2015). Cocktaileffekten - hvad er det? Hentet fra <http://kemi.taenk.dk/bliv-klogere/cocktaileffekten-hvad-er-det> (Lest 03.10.2016).
- Mølhav, L. (2003). Health effects of airborne dust and particulate matter indoors: A review of three climate chamber studies. In L. Morawska & T. Salthammer (Eds.), *Indoor Environment: Airborne particles and settled dust*. Weinheim Great Britain Wiley-VCH.

- Nagai, Y., Dohmae, K., Ikeda, Y., Takagi, N., Tanabe, T., Hara, N., Guilera, G., Pascarelli, S., Newton, M. A., & Kuno, O. (2008). In Situ Redispersal of Platinum Autoexhaust Catalysts: An On-Line Approach to Increasing Catalyst Lifetimes? *Angewandte Chemie International Edition*, **47**(48), 9303-9306.
- Nazaroff, W. W., & Klepeis, N. E. (2003). Environmental tobacco smoke particles. In L. Morawska & T. Salthammer (Eds.), *Indoor environment: airborne particles and settled dust* (s. 245-269). Weinheim Great Britain: Wiley-VHC.
- Nieboer, E., & Richardson, D. H. S. (1980). The replacement of the nondescript term heavy metals by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*, **1**(1), 3-26.
- Nordberg, G. F., Fowler, B. A., & Nordberg, M. (2014). *Handbook on the Toxicology of Metals*: Academic Press.
- Olsen, T. (2016). Forskere slår alarm om hybelkaniner og husstøv: Fant store mengder miljøgifter. *Adresseavisen*. Hentet fra http://www.adressa.no/nyheter/innenriks/2016/09/18/Forskere-slar-alarm-om-hybelkaniner-og-husstov-Fant-store-mengder-miljogifter-13358307.ece?cx_front_click=baseline_test&cx_front_click_place=0&cx_front_click_articles=4 (Lest 18.09.2016)
- Ottesen, R. T., Alexander, J., Joranger, T., Rytter, E., & Andersson, M. (2007). *Forslag til tilstandsklasser for jord*. Hentet fra http://www.ngu.no/upload/publikasjoner/rapporter/2007/2007_019.pdf (Lest 23.10.2016).
- Pagels, J., Wierzbicka, A., Dahl, A., Swietlicki, E., & Bohgard, M. (2007). *Physical and Chemical Properties of Fine Particles Emitted from Candles*. Paper presented at the European Aerosol Conference, 9-14 Sept. 2007, Salzburg, Austria.
- Pagels, J., Wierzbicka, A., Nilsson, E., Isaxon, C., Dahl, A., Gudmundsson, A., Swietlicki, E., & Bohgard, M. (2009). Chemical composition and mass emission factors of candle smoke particles. *Journal of Aerosol Science*, **40**(3), 193-208.
- Reece, J. B., & Campbell, N. A. (2011). *Campbell biology* (9. ed.). Boston, Mass: Pearson.
- Roberts, J. W., Budd, W. T., Ruby, M. G., Camann, D., Fortmann, R., Lewis, R. G., Wallace, L., & Spittler, T. (1992). Human exposure to pollutants in the floor dust of homes and offices. *J Expo Anal Environ Epidemiol*, **2**(Supplement 1), 127-146.
- Raaschou-Nielsen, O., Sørensen, M., Hertel, O., Chawes, B. L., Vissing, N., Bønnelykke, K., & Bisgaard, H. (2011). Predictors of indoor fine particulate matter in infants' bedrooms in Denmark. *Environmental research*, **111**(1), 87-93.
- Schmidl, C., Marr, I. L., Caseiro, A., Kotianová, P., Berner, A., Bauer, H., Kasper-Giebl, A., & Puxbaum, H. (2008). Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions. *Atmospheric Environment*, **42**(1), 126-141.
- Selinus, O. (2013). *Essentials of Medical Geology : Revised Edition (1)*. Dordrecht: Dordrecht, NL: Springer Netherlands.
- Shooto, D. N., & Dikio, E. D. (2011). Morphological characterization of soot from the combustion of candle wax. *Int. J. Electrochem. Sci*, **6**, 1269-1276.
- Simoni, M., Biavati, P., Carrozzi, L., Viegi, G., Paoletti, P., Matteucci, G., Ziliani, G. L., Ioannilli, E., & Sapigni, T. (1998). The Po river delta (North Italy) indoor epidemiological study: home characteristics, indoor pollutants, and subjects' daily activity pattern. *Indoor air*, **8**(2), 70-79.
- SINTEF Byggforsk (2010). Miljøkartlegging og -sanering ved riving og ombygging. *Byggforskserien*. Hentet fra <http://bks.byggforsk.no/DocumentView.aspx?sectionId=2&docNumber=700802>

- SINTEF Byggeforsk & Norges Astma- og allergiforbund (2006). Astma, allergi og inneklime. Hentet fra <http://bks.byggeforsk.no/DocumentView.aspx?sectionId=2&documentId=24> (Lest 06.11.2016).
- Skoog, D. A. (2004). *Fundamentals of analytical chemistry* (8. ed.). Belmont, Calif: Thomson Brooks/Cole.
- Statens forurensningstilsyn (2003). Bruk og avfallsbehandling av impregnert trevirke. Hentet fra <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/kjemikalier/1944/ta1944.html> (Lest 06.11.2016).
- Statens forurensningstilsyn. (2009). *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn* (TA 2553/2009). Hentet fra <http://miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2553/ta2553.pdf> (Lest 01.11.2016).
- Stølen, S. ("u.å."a). Kobber. Hentet fra <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Cu&vis=alt> (Lest 05.11.2016).
- Suzuki, H., Komatsu, N., Ogawa, T., Murafuji, T., Ikegami, T., & Matano, Y. (2001). *Organobismuth chemistry*: Elsevier.
- Thomas, R. (2001). A beginner's guide to ICP-MS. *Spectroscopy*, **16**(4), 38-42.
- Tichenor, B. A. (1992). Characterizing Material Sources and Sinks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **641**(1), 63-78.
- Tilset, M. ("u.å."). Nikkel. Hentet fra <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Ni&vis=alt> (Lest 05.11.2016).
- USEPA. (1997). *Exposure factors handbook*. Washington D.C. : National center for environmental assessment.
- USEPA. (2002). *Child-specific exposure factors handbook*. Washington D.C.: National center for environmental assessment.
- Von Lindern, I. H., Spalinger, S. M., Bero, B. N., Petrosyan, V., & Von Braun, M. C. (2003). The influence of soil remediation on lead in house dust. *Science of the Total Environment*, **303**(1), 59-78.
- Ward, T., & Noonan, C. (2008). Results of a residential indoor PM_{2.5} sampling program before and after a woodstove changeout. *Indoor air*, **18**(5), 408-415.
- Wibetoe, G. ("u.å."a). Bly. Hentet fra <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Pb&vis=alt> (Lest 05.11.2016).
- Wibetoe, G. ("u.å."b). Kvikksølv. Hentet fra <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Hg&vis=alt> (Lest 18.11.2016).
- Zanobetti, A., Franklin, M., Koutrakis, P., & Schwartz, J. (2009). Fine particulate air pollution and its components in association with cause-specific emergency admissions. *Environmental health*, **8**(58), 1-12.
- Özkaynak, H., Xue, J., Weker, R., Butler, D., & Koutrakis, P. (1996). *The Particle TEAM (PTEAM) Study; Analysis of the Data. Reports to the U.S. EPA, Volume 3 of Final Report*.
- Aas, K. (2009). *Godt inneklime : håndboken for hjemmet*. Oslo: Cappelen Damm.

Vedlegg A Relativ varians

Tabell A Relativ varians for metaller med varians over 1000 fra analyse av de 47 prøvene, samt metallene arsen, kadmium og kvikksølv.

Metall	Den relative varians
Na	$4,77 \times 10^5$
Ca	$4,48 \times 10^5$
Mg	$2,55 \times 10^5$
Fe	$2,55 \times 10^5$
Al	$1,16 \times 10^5$
K	$9,72 \times 10^4$
Zn	$8,50 \times 10^4$
S	$6,13 \times 10^4$
Bi	$3,40 \times 10^4$
P	$3,35 \times 10^4$
Cu	$2,92 \times 10^4$
Pb	$1,24 \times 10^4$
Si	$1,13 \times 10^4$
Ba	$1,08 \times 10^4$
Ni	$5,06 \times 10^3$
Ti	$4,83 \times 10^3$
Ce	$4,45 \times 10^3$
Mn	$3,85 \times 10^3$
La	$2,77 \times 10^3$
Cr	$1,99 \times 10^3$
Sn	$1,76 \times 10^3$
B	$1,56 \times 10^3$
V	$1,49 \times 10^3$
As	208
Cd	187
Hg	10,7

Vedlegg B Statistikk: T-test

Det tas ikke hensyn til signifikante siffer i tabellene i vedlegget, som følge av at det er direkte tabellverdier fra Excel.

B.1 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre og nyere boliger

Tabell B.1 – a. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Zn i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test. Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	Variabel 1	Variabel 2
Gjennomsnitt	701,9543121	363,6698507
Varians	853714,7728	47730,46058
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	23	
t-Stat	1,676516536	
P(T<=t) ensidig	0,053589375	
T-kritisk, ensidig	1,713871528	
P(T<=t) tosidig	0,10717875	
T-kritisk, tosidig	2,06865761	

Tabell B.1 - b. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cu i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test. Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	Variabel 1	Variabel 2
Gjennomsnitt	162,2523385	160,9247942
Varians	21708,14829	71352,44312
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	38	
t-Stat	0,021420834	
P(T<=t) ensidig	0,49151102	
T-kritisk, ensidig	1,68595446	
P(T<=t) tosidig	0,983022041	
T-kritisk, tosidig	2,024394164	

Tabell B.1 - c. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Pb i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test.

Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	47,88373212	19,02377112
Varians	8007,591386	319,1958763
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	22	
t-Stat	1,486858141	
P(T<=t) ensidig	0,075622334	
T-kritisk, ensidig	1,717144374	
P(T<=t) tosidig	0,151244668	
T-kritisk, tosidig	2,073873068	

Tabell B.1 - d. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Ni i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test.

Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	55,20390062	32,25999726
Varians	4272,751398	175,9374856
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	23	
t-Stat	1,617318722	
P(T<=t) ensidig	0,059721839	
T-kritisk, ensidig	1,713871528	
P(T<=t) tosidig	0,119443679	
T-kritisk, tosidig	2,06865761	

Tabell B.1 - e. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cr i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test.

Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	73,84460883	62,19860665
Varians	1178,411788	1483,362988
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	45	
t-Stat	1,096055164	
P(T<=t) ensidig	0,139442966	
T-kritisk, ensidig	1,679427393	
P(T<=t) tosidig	0,278885933	
T-kritisk, tosidig	2,014103389	

Tabell B.1 - f. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cd i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test. Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	1,66325532	0,305669489
Varians	2,73165275	0,08110875
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	22	
t-Stat	3,803337665	
P(T<=t) ensidig	0,000486586	
T-kritisk, ensidig	1,717144374	
P(T<=t) tosidig	0,000973173	
T-kritisk, tosidig	2,073873068	

Tabell B.1 - g. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for As i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test. Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	3,381896597	3,064613923
Varians	7,521449083	6,175725894
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	43	
t-Stat	0,413447866	
P(T<=t) ensidig	0,340666633	
T-kritisk, ensidig	1,681070703	
P(T<=t) tosidig	0,681333266	
T-kritisk, tosidig	2,016692199	

Tabell B.1 - h. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Mn i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test. Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	332,9053585	281,5557213
Varians	13134,15106	9768,78925
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	42	
t-Stat	1,633849337	
P(T<=t) ensidig	0,05488273	
T-kritisk, ensidig	1,681952357	
P(T<=t) tosidig	0,10976546	
T-kritisk, tosidig	2,018081703	

Tabell B.1 - i. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Hg i eldre og nyere boliger, ved hjelp av t-test. Variabel 1 viser eldre boliger, og variabel 2 viser nyere boliger.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	0,111984164	0,055907743
Varians	0,014465709	0,002650299
Observasjoner	22	25
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	28	
t-Stat	2,029379202	
P(T<=t) ensidig	0,026010933	
T-kritisk, ensidig	1,701130934	
P(T<=t) tosidig	0,052021866	
T-kritisk, tosidig	2,048407142	

B.2 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom eldre boliger med og uten vedfyring

Tabell B.2 - a. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cd i eldre boliger med og uten vedfyring som oppvarmingskilde. Variabel 1 viser eldre boliger med vedfyring og variabel 2 viser eldre boliger annen oppvarming. Boliger med vedovn, uavhengig om den er benyttet under prøvetakningsperioden, er under variabel 1.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	1,475062034	2,303112492
Varians	1,87116117	6,194239728
Observasjoner	17	5
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	5	
t-Stat	-0,712958594	
P(T<=t) ensidig	0,253876849	
T-kritisk, ensidig	2,015048373	
P(T<=t) tosidig	0,507753697	
T-kritisk, tosidig	2,570581836	

Tabell B.2 - b. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cd i eldre boliger med og uten vedfyring som oppvarmingskilde. Variabel 1 viser eldre boliger med vedfyring og variabel 2 viser eldre boliger annen oppvarming. Under variabel 1 er kun boliger der vedovnen er benyttet under prøvetakningsperioden tatt med.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	1,664118097	1,662658013
Varians	2,630170784	3,026944179
Observasjoner	9	13
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	18	
t-Stat	0,002014948	
P(T<=t) ensidig	0,499207234	
T-kritisk, ensidig	1,734063607	
P(T<=t) tosidig	0,998414469	
T-kritisk, tosidig	2,10092204	

B.3 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom boliger med og uten bruk av stearinlys

Tabell B.3 - a. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cu i boliger med og uten bruk av stearinlys. Variabel 1 viser boliger der det tennes stearinlys og variabel 2 viser boliger der det ikke tennes stearinlys.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	174,9595935	139,7737456
Varians	57271,87537	30681,73575
Observasjoner	31	15
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	37	
t-Stat	0,563935954	
P(T<=t) ensidig	0,288100123	
T-kritisk, ensidig	1,68709362	
P(T<=t) tosidig	0,576200247	
T-kritisk, tosidig	2,026192463	

Tabell B.3 - b. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Sn i boliger med og uten bruk av stearinlys. Variabel 1 viser boliger der det tennes stearinlys og variabel 2 viser boliger der det ikke tennes stearinlys.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	6,54913526	5,620573215
Varians	146,9681766	37,53072398
Observasjoner	31	15
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	44	
t-Stat	0,34502691	
P(T<=t) ensidig	0,365859043	
T-kritisk, ensidig	1,680229977	
P(T<=t) tosidig	0,731718087	
T-kritisk, tosidig	2,015367574	

B.4 T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom boliger med og uten nærhet til trafikkert vei

Tabell B.4 - a. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Zn i boliger med og uten nærhet til trafikkert vei. Variabel 1 viser boliger uten nærhet til trafikkert vei og variabel 2 viser boliger med nærhet til trafikkert vei.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	565,0269668	312,3361787
Varians	519877,8402	33351,37713
Observasjoner	39	8
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	43	
t-Stat	1,910210667	
P(T<=t) ensidig	0,031395024	
T-kritisk, ensidig	1,681070703	
P(T<=t) tosidig	0,062790047	
T-kritisk, tosidig	2,016692199	

Tabell B.4 - b. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cr i boliger med og uten nærhet til trafikkert vei. Variabel 1 viser boliger uten nærhet til trafikkert vei og variabel 2 viser boliger med nærhet til trafikkert vei.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	70,54715272	53,52595056
Varians	1503,490837	411,229025
Observasjoner	39	8
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	19	
t-Stat	1,794644201	
P(T<=t) ensidig	0,044318803	
T-kritisk, ensidig	1,729132812	
P(T<=t) tosidig	0,088637606	
T-kritisk, tosidig	2,093024054	

Tabell B.4 - c. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Ni i boliger med og uten nærhet til trafikkert vei. Variabel 1 viser boliger uten nærhet til trafikkert vei og variabel 2 viser boliger med nærhet til trafikkert vei.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	45,44987068	31,05509861
Varians	2588,593595	52,6385595
Observasjoner	39	8
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	44	
t-Stat	1,68531154	
P(T<=t) ensidig	0,049504579	
T-kritisk, ensidig	1,680229977	
P(T<=t) tosidig	0,099009159	
T-kritisk, tosidig	2,015367574	

Tabell B.4 - d. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cu i boliger med og uten nærhet til trafikkert vei. Variabel 1 viser boliger uten nærhet til trafikkert vei og variabel 2 viser boliger med nærhet til trafikkert vei.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	160,5957111	166,1798212
Varians	48335,12945	47344,06515
Observasjoner	39	8
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	10	
	-	
t-Stat	0,066005059	
P(T<=t) ensidig	0,474337374	
T-kritisk, ensidig	1,812461123	
P(T<=t) tosidig	0,948674749	
T-kritisk, tosidig	2,228138852	

Tabell B.4 - e. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cd i boliger med og uten nærhet til trafikkert vei. Variabel 1 viser boliger uten nærhet til trafikkert vei og variabel 2 viser boliger med nærhet til trafikkert vei.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	1,098234528	0,175275962
Varians	1,978653776	0,005014943
Observasjoner	39	8
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	39	
t-Stat	4,072518041	
P(T<=t) ensidig	0,000110168	
T-kritisk, ensidig	1,684875122	
P(T<=t) tosidig	0,000220336	
T-kritisk, tosidig	2,02269092	

Tabell B.4 - f. Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for Cd i nyere boliger med og uten nærhet til trafikkert vei. Variabel 1 viser nyere boliger uten nærhet til trafikkert vei og variabel 2 viser nyere boliger med nærhet til trafikkert vei.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	0,367031149	0,175275962
Varians	0,10696727	0,005014943
Observasjoner	17	8
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	19	
t-Stat	2,305279376	
P(T<=t) ensidig	0,016298925	
T-kritisk, ensidig	1,729132812	
P(T<=t) tosidig	0,032597849	
T-kritisk, tosidig	2,093024054	

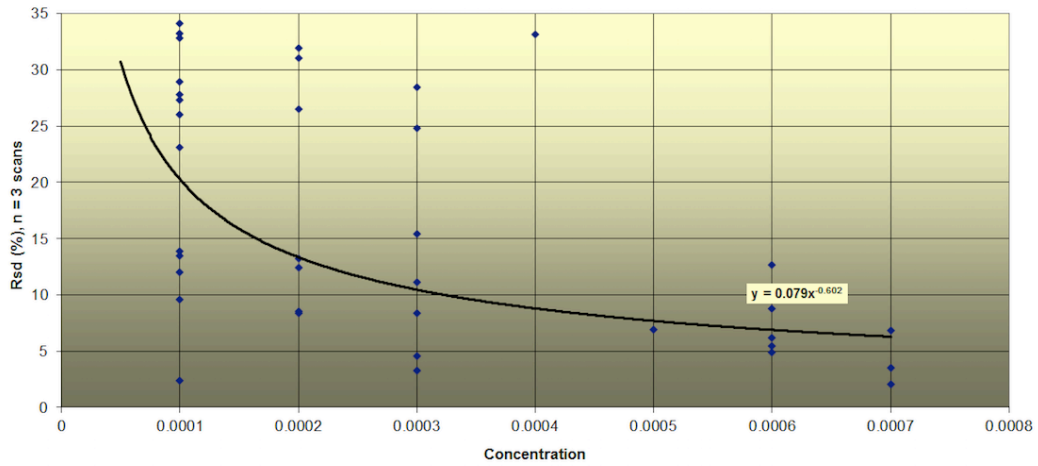
Vedlegg C Deteksjonsgrenser

Tabell C Deteksjonsgrenser for ICP-MS-analysene målt i µg/g, for de utvalgte metallene gitt i 5.1.

Grunnstoff	Isotop	Oppløsning	Deteksjonsgrense (µg/g)
Zn	66	Mr	0,0719
Cu	63	Mr	0,0862
Pb	208	Lr	$5,75 \times 10^{-3}$
Ni	60	Mr	0,0431
Cr	52	Mr	0,0144
Cd	114	Lr	$5,75 \times 10^{-3}$
As	75	Hr	0,0719
Mn	55	Mr	0,0172
Hg	202	Lr	$2,87 \times 10^{-3}$

Vedlegg D Rsd som funksjon av konsentrasjon

Figur D illustrerer økning av rsd-verdier for minkende konsentrasjoner.



Figur D Relativt standardavvik plottet mot konsentrasjonen av cerium. Enhet på x-aksen er µg/l.

Vedlegg E Risikovurdering vha grenseverdi i mat

Utrekning knyttet til risikovurdering av metallkonsentrasjoner for Cd, Pb og Hg.

Utrekning – Risikovurdering av kadmium

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av kadmium i datasettet:
Prøve 12 inneholder $5,95 \mu\text{g/g} = 5,95 \text{ mg/kg}$.
- Grenseverdien for kadmium i mat: $0,005 - 3,0 \text{ mg/kg}$ (stort sprik grunnet ulike grenseverdier for ulike matvarer)

Utrekning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for kadmium i husstøv på $5,95 \text{ mg/kg}$ og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$5,95 \text{ mg/kg} \times (1,00 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 5,95 \times 10^{-4} \text{ mg kadmium hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av $5,95 \times 10^{-4} \text{ mg}$ kadmium hver dag, vil være godt under grenseverdien for kadmium i mat.

Utrekning – Risikovurdering av kvikksølv

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av kvikksølv i datasettet:
Prøve 33 inneholder $0,573 \mu\text{g/g} = 0,573 \text{ mg/kg}$.
- Grenseverdien for kvikksølv i mat: $0,5 - 1,0 \text{ mg/kg}$ (stort sprik grunnet ulike grenseverdier for ulike matvarer)

Utrekning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for kvikksølv i husstøv på 0,573 mg/kg og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$0,573 \text{ mg/kg} \times (1,00 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 5,73 \times 10^{-5} \text{ mg kvikksølv hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av $5,73 \times 10^{-5}$ mg kvikksølv hver dag, vil være godt under grenseverdien for kvikksølv i mat.

Utrekning – Risikovurdering av bly

Den høyeste konsentrasjonen av bly:

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av bly i datasettet:
Prøve 29 inneholder 441 µg/g = 441 mg/kg.
- Grenseverdien for bly i mat: 0,02 – 1,5 mg/kg (stort sprik grunnet ulike grenseverdier for ulike matvarer)

Utrekning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for bly i husstøv på 441 mg/kg og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$441 \text{ mg/kg} \times (1,0 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 0,0441 \text{ mg bly hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av 0,0441 mg bly hver dag, vil være innenfor grenseverdien for bly i mat.

Den nest høyeste konsentrasjonen av bly:

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av bly i datasettet:
Prøve 4 inneholder $75,5 \mu\text{g/g} = 75,5 \text{ mg/kg}$.
- Grenseverdien for bly i mat: $0,02 - 1,5 \text{ mg/kg}$ (stort sprik grunnet ulike grenseverdier for ulike matvarer)

Utgning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for bly i husstøv på $75,5 \text{ mg/kg}$ og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$75,5 \text{ mg/kg} \times (1,0 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 7,55 \times 10^{-3} \text{ mg bly hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av $7,55 \times 10^{-3} \text{ mg}$ bly hver dag, vil være god under grenseverdien for bly.

Vedlegg F Risikovurdering vha anbefalt daglig inntak

Utrekning – Vurdering av metallkonsentrasjoner opp mot anbefalt inntak av essensielle metaller.

Utrekning – Sink

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av sink i datasettet:
Prøve 35 inneholder $4,71 \times 10^3 \mu\text{g/g} = 4,71 \times 10^3 \text{ mg/kg}$.
- Anbefalt daglig inntak av sink (Morken, "u.å."b): 15 mg daglig for voksen

Utrekning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for sink i husstøv på $4,71 \times 10^3 \text{ mg/kg}$ og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$4,71 \times 10^3 \text{ mg/kg} \times (1,0 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 0,471 \text{ mg sink hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av 0,471 mg sink hver dag, vil være godt under det anbefalte daglige inntaket av sink.

Utrekning – Kobber

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av kobber i datasettet:
Prøve 53 inneholder $1,27 \times 10^3 \mu\text{g/g} = 1,27 \times 10^3 \text{ mg/kg}$.
- Anbefalt daglig inntak av kobber (Morken, 2013): 2 mg daglig

Utregning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for kobber i husstøv på $1,27 \times 10^3$ mg/kg og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$1,27 \times 10^3 \text{ mg/kg} \times (1,0 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 0,127 \text{ mg kobber hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av 0,127 mg kobber hver dag, vil være godt under det anbefalte daglige inntaket av kobber.

Utregning – Krom

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av krom i datasettet:

$$\text{Prøve 38 inneholder } 191 \text{ } \mu\text{g/g} = 191 \text{ mg/kg.}$$

- Anbefalt daglig inntak av krom (Morken, "u.å."a): minimum 50 mg daglig

Utregning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for krom i husstøv på 190,6 mg/kg og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$191 \text{ mg/kg} \times (1,0 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 0,0191 \text{ mg krom hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av 0,0191 mg krom hver dag, vil være godt under det anbefalte daglige inntaket av krom.

Utregning – Mangan

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av mangan i datasettet:
Prøve 8 inneholder $599 \mu\text{g/g} = 599 \text{ mg/kg}$.
- Anbefalt daglig inntak av mangan (European Food Safety Authority, 2013):
3 mg daglig for voksen

Utregning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for mangan i husstøv på 599 mg/kg og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$599 \text{ mg/kg} \times (1,0 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 0,0599 \text{ mg mangan hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av 0,0599 mg mangan hver dag, vil være godt under det anbefalte daglige inntaket av mangan.

Utregning – Nikkel

Informasjon:

- Den høyeste konsentrasjonen av nikkel i datasettet:
Prøve 35 inneholder $317 \mu\text{g/g} = 317 \text{ mg/kg}$.
- Anbefalt daglig inntak av nikkel (Mattilsynet, 2015):
> 250 mg daglig ved nikkelallergi

Utregning:

I følge USEPA (2002) har barn et inntak på 100 mg husstøv pr. dag, mens voksne har et inntak på 50 mg husstøv pr. dag. Videre beregninger tar høyde for at det er barn som eksponeres.

Gitt en konsentrasjon for nikkell i husstøv på 317 mg/kg og et inntak på 100 mg husstøv pr. dag vil barnet få i seg:

$$317 \text{ mg/kg} \times (1,0 \times 10^{-4}) \text{ kg} = 0,0317 \text{ mg nikkell hver dag.}$$

Sammenligning:

Et inntak av 0,0317 mg nikkell hver dag, vil være godt under det anbefalte daglige inntaket av nikkell dersom en person har nikkellallergi, som videre betyr at dersom en person ikke har nikkellallergi, vil dette nivået være enda lavere enn det anbefalte daglige inntaket av nikkell.

Vedlegg G Temperaturprogram for UltraClave



MLS Microwave Report

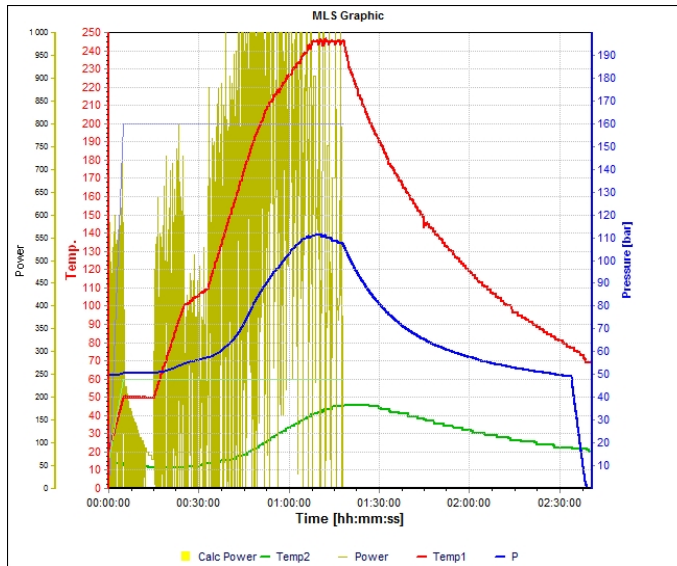
Application: ultraCLAVE

Report 07.09.2016 09:28:33

Operator: Administrator

Filename: M:\A\2016\PROJECT NOT FINISHED\KJEMI\MASTER\Agnès Østerholt og Marthe Tøndel\1011-81-120-Agnès stovsuger 1-37.dpr

MLS Milestone
www.milestonesrl.com



Parameter

Signature name :
Signature date :
Signature func. :
Operator :Administrator
Date :
Method filename :Stand-profile-245C-10-min-operiN
Create run :Administrator
Microwave Power :pulse
Load pressure :50.0 bar
Release temp. :78.0 °C
Release pressure:10.0 bar/min
Cooling :ON
Auto open :OFF
Cooling on Temp.:80.0 °C
Ground load :300 30 2
Ventilation time:01:22:50

Remark:

Ultraclave run 1011 med vials 81-120
Prosjekt Agnes, master hos Trond P stovsugerstov.
Prosedyre , 200 300 mg prove tilsettes 9 ml 50% HNO3 v/v, dekomponeres i henhold til temperaturprofil, fortynnes sa til 108 ml (109.8g), fordi fortynnet prove = 0.6M HNO3 som har tetthet 1.0167.

MW Program

Step	Time [hh:mm:ss]	Temp 1 [°C]	Temp 2 [°C]	Press [bar]	Engery [Watt]
1	00:05:00	50	60	160	1 000
2	00:10:00	50	60	160	1 000
3	00:10:00	100	60	160	1 000
4	00:08:00	110	60	160	1 000
5	00:15:00	190	60	160	1 000
6	00:05:00	210	60	160	1 000
7	00:15:00	245	60	160	1 000
8	00:10:00	245	60	160	1 000

Vedlegg H Risikovurdering av utført arbeid

Risikovurdering av arbeidet utført.

NTNU					
HMS					
Kartlegging av risikofylt aktivitet					
Utarbeidet av	Nummer	Dato			
HMS-avd.	HMSRV2601	22.03.2011			
Godkjent av	Side	Erstatter			
Rektor		01.12.2006			

IKJ _____ Dato: 24.09.2015

Marie- Laure Olivier

Linjeleder:

Trond Peder Flaten, Øyvind Mikkelsen, Agnes Østerholt

Deltakere ved kartleggingen (m/ funksjon):
(Ansv. veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Kort beskrivelse av hovedaktivitet/hovedprosess:

Masteroppgave student Agnes Østerholt. Studier av uorganiske miljøgifter i støv samlet i støvsugerposer fra husholdning

Er oppgaven er rent teoretisk? (JA/NEI)

Nei

"JA" betyr at veileder inntar for at oppgaven ikke inneholder noen aktiviteter som krever risikovurdering

Der som "JA": Beskriv kort aktiviteten i kartleggingskjemmet under. Risikovurdering trenger ikke å fylles ut.

Agnes


Østerholt

AØ

Signaturer:

Ansvarlig veileder: Trond Peder Flaten (TP) (Bi-veileder Øyvind M (ØM) Student: Agnes Østerholt AØ

ID nr.	Aktivitet/prosess	Ansvarlig	Eksisterende dokumentasjon	Eksisterende sikringstiltak	Lov, forskrift o.l.	Kommentar
1	Eksponering av støv / finpartikler ved åpning av støvsugerposer	TP + AØ	Retningslinjer for HMS ved NTNU og NT	Ansiktsmaske, hansker	Arbeidsmiljøloven	Det brukes ansiktsmaske for å hindre inånding av støv
2	Dekomponering	TP + AØ	Interne risikovurdering i dokument: "Risikovurdering_E2_144_UltraClave.doc" + brukermanual for UltraClave	Avtrekkskap	Arbeidsmiljøloven	Det jobbes med øyever, hansker og egent verneutstyr for å unngå kontakt med sterk syre. Det gis opplæring i bruk og prosedyre
3	Sikting	ØM + AØ	Brukermanual for siktemaskin Retish AS200	Ansiktsmaske, hansker	Arbeidsmiljøloven	Det brukes ansiktsmaske for å hindre inånding av støv

NTNU	Risikovurdering				Utlarbeidet av	Nummer	Dato
					HMS-avd.	HMSRV/2603	04.02.2011
HMS /KS		Godkjent av	Side	Erstatter			
		Rektor		09.02.2010			

Enhet: Marie-Laure Olivier Dato: 24.09.2015

Linjeleder:

Deltakere ved risikovurderingen (m/ funksjon):

(Ansv. veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Trond Peder Flaten, Øyvind Mikkelsen, Agnes Østerholt

Risikovurderingen gjelder hovedaktivitet: Masteroppgave student Agnes Østerholt. Studier av uorganiske miljøgifter i støv samlet i støvsugerposer fra husholdning

Signaturer:

Ansvarlig veileder: Trond Peder Flaten

Student: Agnes Østerholt

ID nr.	Aktivitet/prosess fra kartleggingsskjemaet	Mulig uønsket hendelse	Vurdering av sannsynlighet (1-5)	Vurdering av konsekvens			Risiko-verdi (menneske)	Kommentarer/ status Forslag til tiltak
				Menneske (A-E)	Ytre miljø (A-E)	Øk./ materiell (A-E)		
1	Eksponering av støv/finpartikler ved åpning av støvsugerposer	Innpusting av finpartikler	3	A			A3	Ansiktsmaske benyttes under hele arbeidet, arbeidsbenk rengjøres før ansiktsmaske tas av.
2	Dekomponering	Kontakt med sterk syre, innånding av nitrose gasser (lav kors)	3	A			A3	Det jobbes med påkrevd verneutstyr (beskyttelsebriller og hansker). Det arbeides i avtrekksapp
3	Sikting	Innpusting av finpartikler	3	A			A3	Ansiktsmaske benyttes under hele arbeidet, arbeidsbenk rengjøres før ansiktsmaske tas av.

Risikoverdi = Sannsynlighet (1, 2, ...) x konsekvens (A, B, ...). Risikoverdi A1 betyr svært liten risiko, Risikoverdi E5 betyr svært stor og svært alvorlig risiko.

Verdi	Sannsynlighet		Konsekvens				Øktmaterieell	Omdømme
	Kriterier	Gradering	Menneske	Ytre miljø: Vann, jord og luft				
1	Svært liten: 1 gang pr 50 år eller sjeldnere	E	Død	Svært langvarig og ikke reversibel skade	Drifts- eller aktivitetsstans > 1 år.	Troverdighet og respekt betydelig og varig svekket		
2	Liten: 1 gang pr 10 år eller sjeldnere	D	Alvorlig personskade. Mulig uførhet	Langvarig skade. Lang restitusjonstid	Driftsstans > 1/2 år, aktivitetsstans opptil 1 år	Troverdighet og respekt betydelig svekket		
3	Middels: 1 gang pr år eller sjeldnere	C	Alvorlig personskade.	Mindre skade og lang restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1 mnd	Troverdighet og respekt svekket		
4	Stor: 1 gang pr måned eller sjeldnere	B	Skade som krever medisinsk behandling	Mindre skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1uke	Negativ påvirkning på troverdighet og respekt		
5	Svært stor: Skjer ukentlig	A	Skade som krever førstehjelp	Ubetydelig skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1dag	Liten påvirkning på troverdighet og respekt		

MATRISSE FOR RISIKOVURDERINGER ved NTNU

KONSEKVENSS	Svært alvorlig	E1	E2	E3	E4	E5
	Alvorlig	D1	D2	D3	D4	D5
	Moderat	C1	C2	C3	C4	C5
	Liten	B1	B2	B3	B4	B5
	Svært liten	A1	A2	A3	A4	A5
		Svært liten	Liten	Middels	Stor	Svært stor
SANNSYNLIGHET						

Prinsipp over akseptkriterium. Forklaring av fargene som er brukt i risikomatrisen.

Farge	Beskrivelse
Rød	Uakseptabel risiko. Tiltak skal gjennomføres for å redusere risikoen.
Gul	Vurderingsområde. Tiltak skal vurderes.
Grønn	Akseptabel risiko. Tiltak kan vurderes ut fra andre hensyn.

Vedlegg I Instruks for prøvetakning til boligeier

INSTRUKS

Benytt dere av støvsugerposen som dere får utdelt. Vi ønsker at dere støvsuger minst én gang i uken. Når dere støvsuger, støvsug hele boarealet som dere benytter (soverom, kjøkken, bad, gang etc.), men ikke støvsug der dere normalt ikke støvsuger (for eksempel en bod eller et gjesterom). Dette betyr at dere kan for eksempel ikke støvsuge gang eller kjøkken flere ganger enn soverom og bad.

Vi legger ved et avkryssningsskjema som vi ønsker dere svarer på etter beste evne. Ta kontakt om dere har spørsmål til dette.

Tusen takk for deltagelsen! Dette setter vi utrolig stor pris på. Vi vil lage en generell rapport når analysene er gjennomført og masteroppgaven begynner å ta form, og denne vil du få tilsendt dersom det er ønskelig.

Dersom det er ønskelig å motta den generelle rapporten kan du skrive inn mailadresse her:

Med vennlig hilsen

Marte Tøndel og Agnes K. Østerholt

Kontaktinformasjon:

Agnes Klodvik Østerholt 93601908 agnes.klodvik.osterholt@hotmail.no

Marte Tøndel 92872762 marte_2408@hotmail.com

Vedlegg J Spørreskjema til boligeier

Spørreskjema som boligeierne fikk utdelt i forbindelse med prøvetakning.

Studier av uorganiske og organiske miljøgifter i støv samlet i støvsugeposer fra husholdning - Spørreskjema

Boligens adresse:

Boligens byggeår:

Boligens bo areal:

Telefonnummer til en kontaktperson i boligen:

Prøvetakningsperiode:

Hvor mange beboere er det i boligen? _____

Har beboerne husdyr? Ja Nei

Dersom ja – Hvor mange? Og hva slags husdyr? _____

Dersom ja – Etterlater husdyret seg mye hår? _____

Har boligen vedovn? Ja Nei

Dersom ja – Hvor ofte blir den brukt (ca.) i løpet av prøvetakningsperioden? _____

Dersom ja - Er det en ny eller eldre vedovn som benyttes? _____

Har boligen peis? Ja Nei

Dersom ja - Hvor ofte blir den brukt (ca.) i løpet av prøvetakningsperioden? _____

Dersom ja - Blir peisen benyttet med åpne dører? Ja Nei

Har boligen varmepumpe?

Ja

Nei

Dersom ja – Hvor ofte blir den brukt (ca.) i løpet av prøvetakningsperioden? _____

Har boligen ventiler som står åpne?

Ja

Nei

Hvor ofte har det blitt støvsugd i boligen under prøvetakningsperioden?

Har støvsugeren HEPA-filter?

Ja

Nei

Har alle rom blitt støvsugd under prøvetakningsperioden?

Ja

Nei

Dersom nei – Hvilke rom har ikke blitt støvsugd? _____

Hva slags typer vegger?

Panel

gips

tapet

Annet: _____

Hva slags type gulv? Belegg

flis

parkett

laminat

tregulv

Annet: _____

Har boligen luftrensere?

Ja

Nei

(NB! Luftrensere er ikke det samme som luftfukter)

Ligger boligen nærme svært trafikkert vei?

Ja

Nei

Dersom ja - ligger noen av boligens vinduer mot veien?

Ja

Nei

Ligger boligen nærme industriområde?

Ja

Nei

Har boligen ventilasjonsanlegg?

Ja

Nei

Hvis ja - Hvilket type anlegg? _____

Hva slags filter brukes i anlegget? _____

Når ble filteret sist byttet? _____

Er det noen i husstanden som har røyket inne i prøvetakningsperioden?

Ja

Nei

Eller har det vært besøk som har røyket inne?

Ja

Nei

Sett ring rundt typen komfyr som benyttes til matlaging?

Elektrisk

Gass

Hvor ofte benyttes komfyren til matlaging hver uke?

Er kjøkken og stua adskilt i to rom?

Ja

Nei

Hvor mange dager i løpet av uka (i snitt) tennes det levende lys under prøvetakningsperioden?

Skriv kort om boligens oppussingshistorie, dersom du sitter på informasjon om dette:

Vedlegg K Innhentede svar fra spørreskjemaene

Oversikt over de innhentede svarene fra spørreskjemaene.

Prøve-ID	Byggeår	Areal	Ant. Beboere	Ant. husdyr	Vedovn - Hyppighet (hele perioden)	Peis - Hyppighet	Varmepumpe	Åpne ventilier	HEPA-filtrer	Veggtype	Gulvtype	Luftrensler
1	2012/1976	55	2	0	Nei	Nei	Nei	Nei	Ja	Tapet	Laminat	Nei
2	2012/1976	112	4	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	MDF-Plater	Laminat	Nei
3	2012/1976	-	4	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Gips	Parquet/Laminat	Nei
4	2012/1976	110	1	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Panel/Strie tapet	Laminat	Nei
5	2012/1976	104	1	1	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Panel/gips	Laminat/linoleum	Nei
6	1964	51	2	0	Nei	Nei	Nei	Ja	-	Mur	Belegg	Nei
7	1954	69	1	0	Ja - 0	Nei	Nei	Nei	-	Tapet	Tregulv	Nei
8	1955	80	4	1	Ja - ?	Nei	Nei	Ja	Ja	Gips	Laminat	Nei
9	1955	71	3	1	Ja - 14	-	Nei	Nei	Ja	Gips/Tapet	Fils/Parquet/laminat	Nei
10	1950	74	3	0	Ja - ?	Nei	Nei	Ja	-	Mur	Parquet/laminat	Nei
11	1958	150	5	2	Ja - Hver dag	Nei	Ja	Nei	-	Gips/Tapet	Laminat	Nei
12	1961	50	2	1	Nei	Nei	Nei	Ja	-	Tapet/Mur	Laminat/Gulvteppe	Nei
14	1967	132	2	2	Ja - 0	Nei	Nei	Ja	Ja	Panel/gips	Laminat	Nei
15	1950	67	4	0	Ja - 0	Nei	Nei	Ja	-	Gips	Parquet	Nei
16	1960	70	2	0	Ja	Nei	Nei	Ja	-	Gips/mur	Parquet	Nei
17	2010	158	8	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Nei	Panel	Laminat	-
18	2007	40	2	1	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Gips	Parquet	Nei
19	2005	33	1	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Gips/Betong	Parquet	Nei
20	2005	57	2	0	Nei	Nei	Nei	Ja	-	Gips	Parquet	Nei
21	2011	63	2	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Gips	Parquet	Nei
22	2013	53 + 6*12	6	0	Nei	Nei	Nei	Ja	-	Gips	Belegg	Nei
23	2013	30	2	0	Nei	Nei	Nei	Nei	-	Gips	Lamin	-
24	2014	75	2	0	Nei	Nei	Nei	Nei	Ja	Gips	Fils/parquet	Nei
27	1957	67	2	1 (3 dager)	Ja - 0	Nei	Nei	Ja	Ja	Tapet	Parquet	Nei
28	1960	63	1	0	Ja - 0	Nei	Nei	Ja	Ja	Tapet	Fils/laminat	Nei
29	1954	228	2	0	Ja - Hver dag	Nei	Nei	Ja	Ja	Panel	Laminat/tregulv	Nei
30	2004	120	2	0	Ja - ?	Nei	Nei	Ja	Ja	Gips	Parquet	Nei
31	1959	68	1	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Fils-Bad/Tapet	Belegg/Fils/laminat	Nei
32	1956	77	1	0	Ja - 0	Nei	Ja	Nei	-	Panel	Fils/Laminat/tregulv	Nei
33	1054	200	3	0	Ja - ?	Nei	Ja	Ja	-	Panel	Laminat	Nei
34	1953	-	4	0	Ja - 0	Nei	Ja	Ja	-	Panel	Parquet/laminat	Nei
35	1958	120	3	1	Nei	Nei	Ja	Ja	Nei	Panel	Belegg	Nei
36	1966	112	1	2	Nei	Nei	Ja	Ja	Nei	Panel	Linoleum	Nei
37	1953	120	3	0	Ja - 0	Nei	Ja	Ja	-	Panel/tapet	Belegg/fils/parquet/tregulv	Nei
38	2008	40	2	0	Nei	Nei	Nei	Ja	-	Gips	Parquet	Nei
39	2005	42	1	1	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Gips/tapet	Parquet	Nei
40	2015	45	2	1	Nei	Nei	Nei	-	Ja	Panel/gips	Fils/parquet	Ja
42	2005	48	2	0	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Gips	Parquet	Nei
44	2009	105	2	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Ja	Gips	Parquet	Ja
46	1968	80	1	2	Ja - 4	Nei	Nei	Ja	-	Panel	Belegg/tregulv	Nei
48	1950	80	2	0	Ja - 2	Nei	Ja - 5 dager	Ja	Nei	Panel/tapet	Belegg/tregulv	Nei
49	2004	42	1	0	Nei	Nei	Nei	Ja	Nei	Gips	Parquet	Nei
51	2015	100	2	0	Nei	Nei	Nei	Nei	Ja	Gips	Belegg/fils/parquet/tregulv	Nei
52	2014-2015	135	3	1	Nei	Nei	Nei	Ja	-	Gips/mur	Fils/parquet	-
53	2013	107	4	1	Nei	Nei	Nei	Nei	-	Gips	Parquet	Ja
54	2013	42	2	1	Nei	Nei	Nei	Nei	Nei	Gips	Parquet	Nei
55	2016	54	2	0	Nei	Nei	-	-	Ja	Gips	Fils/Parquet	Nei

Prøve-ID	Nærhet til trafikkert vei	Nærhet til industri	Ventilasjons anlegg	Røyking	Komfyrryppighet (per uke)	Adskilt stue og kjøkken	Levende lys (per uke)	Prøvetakingsperiode	Oppussing	Merknader
1	Ja	Ja	Ja	Nei	Elektrisk- Ofte	Nei	2	Mars/April	Totalrenovert etter brann i 2012	
2	Ja	Ja	Ja	Nei	Elektrisk - 14	Ja	7	Mars/April	Totalrenovert etter brann i 2012	
3	Ja	Ja	Ja	Nei	Elektrisk - 7	Nei	1	Mars/April	Totalrenovert etter brann i 2012	
4	Ja	Ja	Ja	Nei	Elektrisk - 7	Ja	0	Mars/April	Totalrenovert etter brann i 2012	
5	Ja	Ja	Ja	Nei	Elektrisk - 7	Ja	0	Mars/April	Totalrenovert etter brann i 2012	
6	Nei	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 10	Nei	1	April		
7	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 6	Nei	0	Februar - April	Mye info, se opprinnelig dokument	
8	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Nei	-	Februar - April	Totalrenovert stue, kjøkken og bad i 2013. 1 soverom pusset opp i 2010, 2 soverom i 2011/2012.	
9	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Nei	2	Mars/April	Mye info, se opprinnelig dokument	
10	Ja	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 15	Ja	1	Februar/Mars	Nytt bad i 2012	
11	Ja	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 10	Nei	4	Februar - April	Lofareal helt oppusset. Malte vegger resten	
12	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Delvis	3	Februar - April		
14	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 5	Nei	0	Sommer	August 2015: Nye gulv og vegger, nytt kjøkken og bad.	
15	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Ja	0	Mars/April	2013: Ny parkett + glips tak/vegger i gang, stue og soverom. 2003: Nytt kjøkken. 2000: Nytt bad.	
16	Ja	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 5	Nei	4	Mars/April	2005: Nytt bad og kjøkken 2013/14: Nye vinduer, ventilasjonsanlegg, kjøkkenvifte. 2016: Malte vegger og bonet hull i inmurvegg	
17	Nei	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 35	Nei	0	Februar - April		Trolig ikke alle rom støvsugd.
18	-	-	-	Nei	Elektrisk - 7	Nei	2	Mars - Mai		
19	Ja	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 4	Nei	2	Mars - Mai	2012 og 2015: Malt vegger på soverom og stue.	
20	Nei	Nei	-	Nei	Elektrisk - 6	Nei	3	Mars -	2011: Malt gang + tak, vegger i stue. 2012: Malte vegger + tak, ny parkett på soverom. 2015: malte vegger + tak i gang og stue	
21	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 5	Nei	2	April/mai	Boligen ble totalrenovert i 2011. Stellet er fra seint 1800-tallet.	
22	Ja	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 30	Nei	1	Mars - Mai		Trolig ikke alle rom støvsugd.
23	Ja	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 7	Nei	0	Mars/April		
24	Ja	Ja	Ja	Nei	Elektrisk - 5	Nei	0	Mars/April		
27	Ja	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 10	Delvis	1	April - juni	2011: Pusset opp for første gang siden byggeåret - Alle vegger malt, nytt gulv, nytt kjøkken og bad, fikk vifte på kjøkken.	
28	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 5	Ja	3	Mars/April	2012: Nytt bad. Resten: Midt på 90-tallet kanskje?	
29	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Nei	2	Mars - Mai	Mye info, se opprinnelig dokument	
30	Nei	Nei	Ja	Nei	Elektrisk 7	Nei	2	Mars - ?	2014: Malt tak og vegger	
31	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Ja	0	Juni/Jul	2000-tallet: Malt med "skjermende" maling. 2014: Bad totalrehabilitert + Malte vegger, gjesterom. 2016: Vegger og tak i stue malt.	
32	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Nei	1	April/Mai	1999: Oppusset. 2014: Lof. 2015: Stue og gang.	
33	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Ja	2	April - juni	1998: Nytt bad. 2009: Nytt gulv (parkett) i stue og kjøkken, laminat i gang.	
34	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Nei	2	Juni/Jul	1993: Etsjen der det ble støvsugd ble bygget om fra kjellerrom til kjellerstue og bad. Kjellerstua er nå soverom.	
35	Ja	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Ja	2	August/September	1999: Nytt bad. 2015: Nytt kjøkken (da ble 1/3 del av huset strippet).	Stue og kjøkken har IKKE blitt støvsugd i kun kjelleretasje 3/4 deler av vinduene er gamle og trekkfule
36	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Ja	1	Juni/Jul		Har vært oppussing under prøvetaking
37	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Nei	1	August/September		
38	Nei	Nei	-	Nei	Elektrisk - 6	Nei	1	April - juni	2014: Malt soverommet. Ingenting mer.	
39	Ja	Nei	-	Nei	Elektrisk - 6	Nei	5	April - juni	Maling og tapetsering.	
40	Nei	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 5	Nei	0	April/Mai		
42	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Ja	0	Juni/Jul		
44	Nei	Nei	Ja (balansert)	Nei	Elektrisk - 7	Nei	0	April/Mai		
46	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 5	Ja	3	September	2008: Hele renovert.	
48	Nei	Nei	Nei	Nei	Elektrisk - 7	Ja	0	August/September	2008: Bygget på 9 m ² , slippe gulv, malt, byttet noen vinduer og ny ytterdør.	
49	Ja	Ja	Nei	Nei	Elektrisk - 6	Nei	1	August/September	2015: Pusset parkett og malte vegger.	
51	Ja	Nei	Ja (balansert)	Nei	Elektrisk - 7	Nei	1	April/mai		
52	Nei	Ja	Ja	Nei	Elektrisk - 7	Ja	2	September/Oktober		
53	Nei	Ja	Ja	Nei	Elektrisk - 7	Nei	1	September/Oktober		
54	Nei	Nei	Ja	Nei	Elektrisk - 6	Nei	0	September/Oktober		
55	Nei	Nei	Ja (balansert)	Nei	Elektrisk - 6	Nei	0	September/Oktober		

