

# Jonisering av inomhusluft

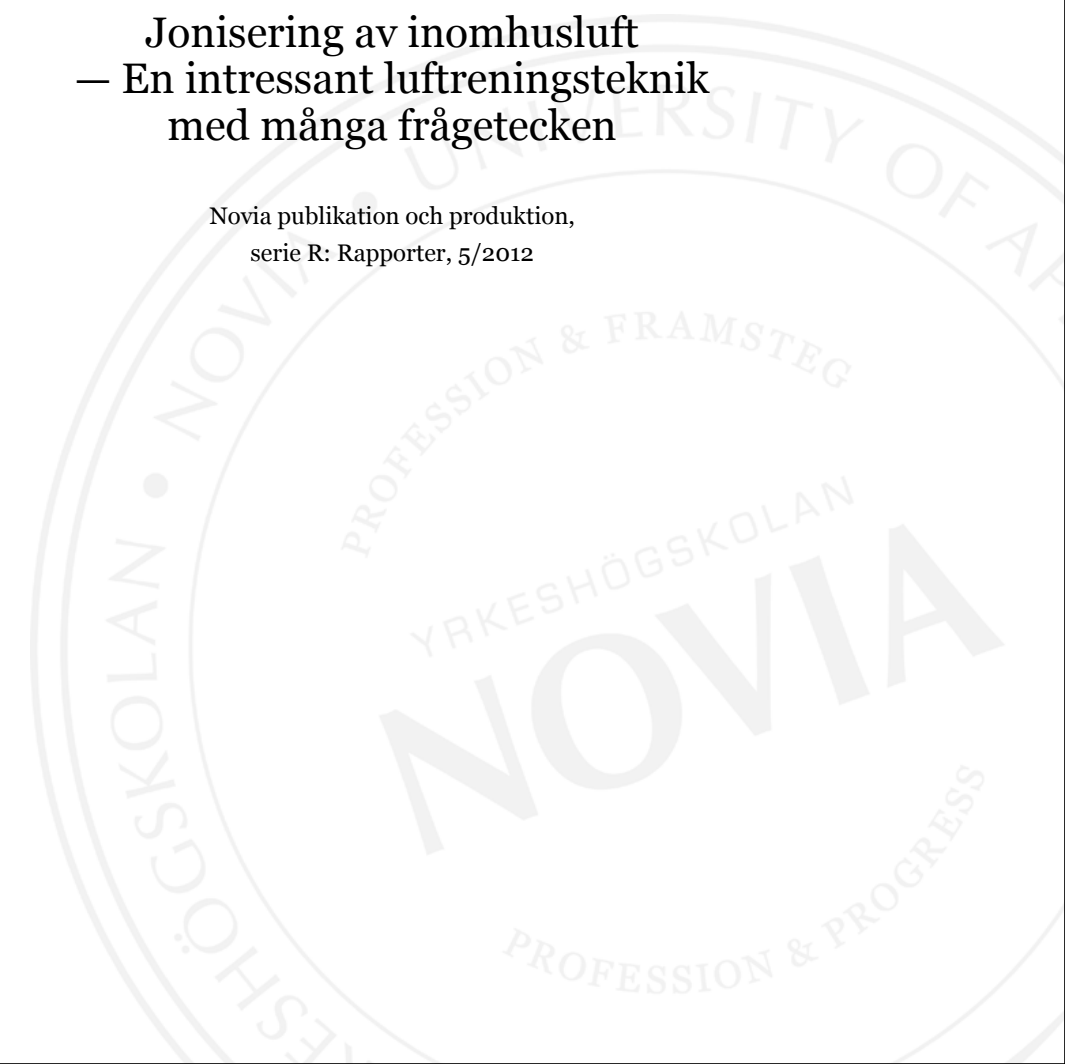
En intressant luftreningsteknik med många frågetecken

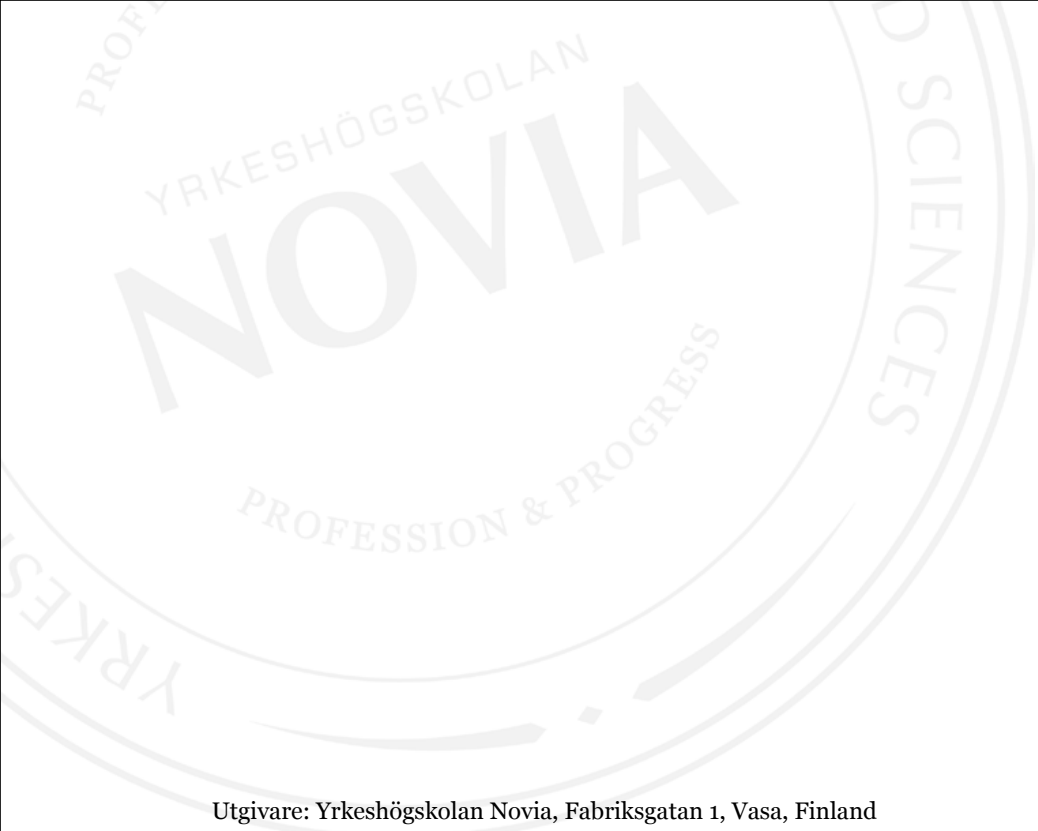
Minna Kempe



**Jonisering av inomhusluft  
– En intressant luftreningsteknik  
med många frågetecken**

Novia publikation och produktion,  
serie R: Rapporter, 5/2012





Utgivare: YrkesHögskolan Novia, Fabriksgatan 1, Vasa, Finland

© 2012 Minna Kempe och YrkesHögskolan Novia

Minna Kempe, MSc, Projektforskare på enheten för Forskning och utveckling  
YrkesHögskolan Novia, telefon +358 50 58 66 223, minnakempe@outlook.com

Layout: Michael Diedrichs

Jonisering av inomhusluft; En intressant luftreningsteknik med  
många frågetecken / Kempe, Minna.

– Vasa: YrkesHögskolan Novia, 2012.

Novia publikation och produktion, serie R: Rapporter, 5/2012.

ISSN: 1799-4179

ISBN (online): 978-952-5839-45-6

## Jonisering av inomhusluft – En intressant luftreningsteknik med många frågetecken

Minna Kempe



Österbottens län  
Pohjanmaan liitto



## Innehållsförteckning

1. Inledning	5
2. Bakgrund	8
2.1 Joniserande luftrenare	8
2.1.1 Vad är joner?	11
2.1.2 Reaktiva syreföreningar	14
2.1.3 Jonkoncentrationer	16
2.1.4 Hur renar joner luften?	17
2.1.4.1 Partiklar och jonisering	18
2.1.4.2 VOC och jonisering	19
2.1.5 Joner och hälsa	20
2.2 Ozon	21
2.3 Inomhusluftens kemiska reaktioner	23
2.3.1 Reaktiv kemi och hälsa	24
2.3.2 Oxiderande föreningar stör provtagningen av VOC	26
3. Material och metoder	29
3.1 Mätningar i laboratoriet	29
3.2 Mätningar i en affärslokal	31
3.3 Provtagning och mätning	31
4. Resultat	34
4.1 Provtagning av VOC i joniserad luft	34
4.2 Joniseringens effekter	38
4.2.1 Joner	38
4.2.2 Ozon	40
4.2.3 Joniseringens effekt på VOC i laborietester	42
4.2.4 Joniseringens effekt på VOC i ett affärsutrymme	45
5. Reflektioner	48
5.1 Om testförhållanden	49
5.2 Ventilationens roll vid jonisering	51
5.3 Jonisering kontra ozonering	51
5.4 Sammanfattning: är jonisering en bra luftreningsteknik?	52
6. Källförteckning	55

## 1. Inledning

Joniserande luftrenare används i olika inomhusmiljöer för att förbättra luftkvaliteten genom att bl.a. avlägsna lukt, höga halter kemiska föreningar och partiklar från luften. Vid jonisering ökar man mängden joner i inomhusluften för att efterlikna atmosfärens självrenande processer. Mekanismerna genom vilka jonerna renar luften är relativt komplicerade och svåra att kontrollera, vilket gör att joniseringens effektivitet och påverkan på luftkvaliteten ofta ifrågasätts. Tekniken har kritiserats även för dess förmåga att bilda ozon som biprodukt.

Syftet med studien var att undersöka egenskaperna hos rörjonisering, en joniseringsteknik där joniseringsaggregat installeras i ventilationssystemet så att luften i ett rum eller en hel byggnad blir, liksom utomhusluften, rik på joner. Teknikens förmåga att bilda ozon och förmåga att genom reaktiv kemi bryta ner flyktiga organiska föreningar, s.k. VOC (Volatile Organic Compound), i luften låg i fokus för studien.

Den moderna människan vistas en stor del av sin tid, vanligtvis 80-90%, inomhus; hemma, på daghem, i skolan, på arbetet och i samband med olika fritidsintressen. Inomhusluftens kvalitet är en miljöfaktor som har en betydande inverkan på människors hälsa och välbefinnande, och kan även påverka produktiviteten på arbetsplatsen (Sundell 2004; Mendell och Heath, 2004). Inandning av luftburna föroreningar kan påverka hälsan genom att orsaka tillfälliga, akuta, eller i längden kroniska symptom. Dessa innefattar bl.a. irritation av hud och slemhinnor, luftvägsinfektioner, allergier, cancer och överkänslighetssyndrom. SBS (Sick Building Syndrome) är en sammanfattande benämning på symptom som uppkommer och förvärras av att vistas i byggnader med dålig inomhusluftkvalitet. Exempel på SBS-symptom är allmän trötthet, täppt näsa, hosta, illamående och hudrodnad (Stenberg 1994). Forskare är idag överens om att dålig inomhusluftkvalitet kan ge upphov till ohälsa, särskilt hos dem som redan har någon form av överkänslighet.

Till följd av den ökade oron för hälsoriskerna som föroreningar i inomhusluften kan medföra finns det en stor och växande marknad för luftrenare. De flesta luftrenare är uppbyggda av olika mekaniska, kemiska eller elektrostatiska filter, på

vilka föroreningarna fastnar då luften strömmar genom dem. Jonisering är däremot en luftreningsmetod där man istället för att använda filter ökar mängden joner i inomhusluften för att skapa reningseffekten. Mekanismerna genom vilka jonerna renar luften är komplexa och kunskapen om dem bristfällig, varför man måste konstatera att joniseringens effektivitet och påverkan på luftkvaliteten måste ifrågasättas och borde granskas mera ingående.

Denna studie om *reaktiv kemi och luftrening* utfördes inom ramen för projektet Kompetenscentrum Byggnad-Luftkvalitet-Hälsa 2 (KLUCK 2), ett samverkansprojekt mellan Yrkeshögskolan Novia och Umeå Universitet med temat inomhusmiljö. Projektet pågick åren 2009-2012 och finansierades av Europeiska regionala utvecklingsfonden (Botnia-Atlantica) samt nationella finansiärerna Österbottens Förbund, Länsstyrelsen Västerbotten, Yrkeshögskolan Novia och Umeå Universitet.

Målet med studien var att öka kunskapen om joniseringsteknikens effekter på inomhusluften, med speciell fokus på nedbrytningen av kemiska föroreningar och bildningen av ozon. Eftersom teknikens förmåga att neutralisera statisk elektricitet och avlägsna partiklar är relativt väldokumenterat valde jag att fokusera på frågan om man genom jonisering kan kemiskt bryta ner VOC i luften under normala inomhusförhållanden. Detta kunde bland annat ge insikt i teknikens förmåga att neutralisera lukter. Frågeställningen var intressant även p.g.a. motsägelsen mellan dem som säljer jonisering, som hävdar att joner bryter ner organiska föroreningar till koldioxid och vatten, och tidigare forskning som antyder att nedbrytningen är komplicerad och långsam.

Frågeställningarna i studien var:

1. Kan man se en förändring i luftens VOC vid jonisering under normala inomhusförhållanden, och om ja, vilka VOC påverkas och i vilken omfattning?
2. Hur mycket ozon bildas med rörjonisering och under vilka förhållanden?

Under studien framkom ytterligare en viktig fråga gällande provtagning:

3. Bör man vid provtagning av VOC (med Tenax TA) i joniserad luft använda ett skyddsror för ozon?

Denna rapport är ett resultat från studien och är riktad till alla dem som är intresserad av att bättre förstå joniseringen och dess luftrenande effekter. Kapitel 2 är en introduktion till joner, jonisering och inomhusluftens kemiska reaktioner. För att besvara frågeställningarna ovan utfördes tester både med en testanläggning i forskningscentret Technobothnias laboratorium och i ett affärsutrymme i Vasa centrum. I kapitel 3 beskrivs metoderna som användes under testerna och i kapitel 4 resultaten från testerna. Kapitel 5 innehåller en reflektion över resultaten samt kring jonisering som luftreningsteknik överlag.

Resultaten antyder att jonisering påverkar luftens VOC, men effekten var oftast liten och kunde sällan nås vid upprepade försök. Huruvida jonisering kan orsaka kemisk nedbrytning av VOC i luften i en tillräcklig stor omfattning för att ha en betydelse för luftkvaliteten saknar fortsatt ett tillfredsställande svar. Mätningar under studien stöder dock tidigare resultat om att tekniken bildar ozon, liksom joner, i koncentrationer i förhållande till joniseringsspänningen. Ozonkoncentrationen hålls visserligen låg (<10 ppb) vid låg joniseringsspänning och ett tillräckligt högt ventilationsflöde, men risken för att bilda ohälsosamt höga ozonkoncentrationer (>50 ppb) finns. Det finns ett klart behov av en kontroll av ozonhalter vid dylika reningsmetoder och att påvisa deras renande effekter i verkliga förhållanden. Jonisering är en intressant och unik luftreningsteknik, men det finns ännu många frågetecken gällande dess säkerhet, optimala användningsförhållanden och reningsmekanismer.

## 2. Bakgrund

Detta kapitel är en introduktion till begreppen jon och jonisering, samt en litteraturoversikt av tidigare studier om hur jonisering påverkar luftens föroreningar. Eftersom fokus i studien låg i joniserings förmåga att påverka kemiska föroreningar, ges även en introduktion till inomhusluftens kemiska reaktioner och vad de kan innebära för luftkvaliteten och hälsan.

### 2.1 JONISERANDE LUFTRENARE

Det finns en uppsjö av olika joniserande luftrenare som skiljer sig med hänsyn till joniseringsteknik, storlek, användningsändamål och kvalitet. En joniserande luftrenare, eller jonisator, är en apparat som renar inomhusluften genom att öka mängden joner. Joniseringstekniken används även i elektrostatiske filter och ofta som ett tillägg i luftreningsapparater som består av olika typer av mekaniska filter, men dessa behandlas inte här. Joniserande luftrenare används för att rena inomhusluften på föroreningar liksom partiklar, mikrober, lukter och flyktiga organiska föreningar. Jonisering används även för att neutralisera statisk elektricitet i olika industriella omgivningar. Joner spelar en viktig roll i atmosfärens självrenande processer, och genom att artificiellt öka mängden joner i inomhusluften strävar man till att skapa liknande renande mekanismer inomhus (se kapitel 1.1.4 *Hur renar joner luften?*).

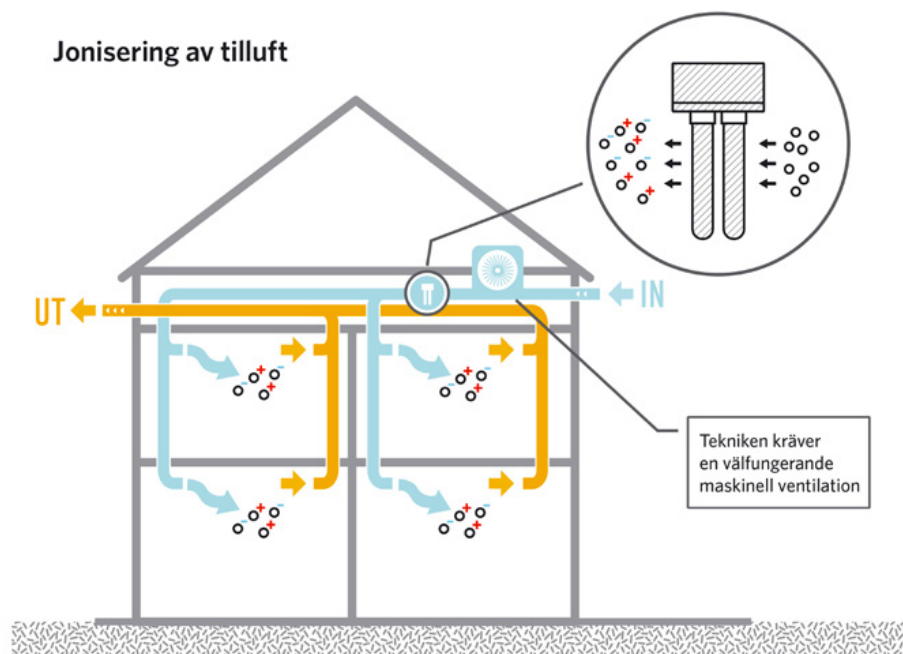
*JON = En atom eller molekyl som har positiv (+) eller negativ (-) elektrisk laddning.*

Jonkoncentrationen i inomhusluften är ofta lägre än i utomhusluften. I atmosfären bildas joner med energin från radioaktiv och kosmisk strålning samt den ultravioletta (UV) strålningen från solen. Den lägre jonkoncentrationen inomhus anses dels bero på bristen på UV-ljus inomhus, men även på att det inomhus finns flera faktorer som neutraliserar jonerna. Jonerna neutraliseras då de kommer i kontakt med ytor, och inomhus finns oftast mycket ytor i förhållande till volymen. Jonerna som finns

i utomhusluften kolliderar på vägen in i byggnaden även med ventilationssystemets komponenter, liksom fläktar, filter och kanalväggar, och tappar således sin laddning. Även en ofta högre koncentration av föroreningar, liksom damm och partiklar i inomhusluften förbrukar jonerna.

Joner genereras artificiellt genom att skapa en partiell urladdning av elektrisk ström på luftens molekyler. Metoden som vanligtvis används för att göra detta är koronaurladdning. Genom att tillföra en hög spänning mellan två elektroder bildar man ett starkt elektriskt fält som mobiliserar elektroner (negativa laddningar). Vid tillräckligt hög spänning sker det en partiell urladdning i luften, varvid energirika elektroner ”hoppas” på kringliggande luftmolekyler. Beroende på om man vill alstra endast negativa eller positiva joner (unipolär jonisering), eller både och (bipolär jonisering) används likström respektive växelström. Strömmen som tillförs kan även vara jämn eller pulserande. Med pulserande ström strävar man att alterera mellan bildning av negativa och positiva ”jon-moln” för att undvika att de motsatt laddade jonerna neutraliserar varandra direkt vid joniseringsapparaten.

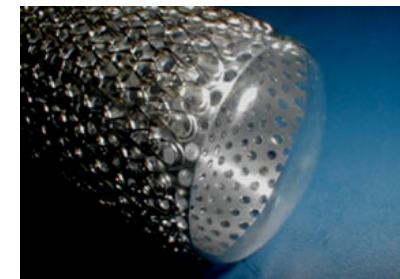
Under studien var fokus på en joniseringsteknik där aggregat med joniseringsrör, ibland kallade elektronrör, installeras i ventilationskanalen så att tilluften som förs in i rummet eller hela byggnaden joniseras, d.v.s. blir rik på joner (bild 1). Joniseringsrören är uppbyggda av ett glasrör med en metallyta på insidan och en metallsöcka på utsidan av glaset. Då spänningen mellan elektroderna (metallerna) blir tillräckligt hög mobiliserar elektroner mellan elektroderna enligt mekanismen för urladdning med dielektriskt barriär, DBD (Dielectric Barrier Discharge), där glaset fungerar som det isolerande skiktet.



Figur 1. Joniseringsaggregatet installeras i ventilationskanalen så att tilluften i byggnaden blir rik på joner. Den här typen av joniseringsteknik är energisnål och kan användas för att påverka stora luftmängder och flera utrymmen med en installation.



Figur 2. Ett exempel på ett joniseringsaggregat med två joniseringsrör.  
Bild: www.bioclimatic.com



Figur 3. Joniseringsrörens funktion baserar sig på DBD med två elektroder (metaller) på varsin sida av ett isolerande skikt (glaset). Bild: www.bentax.de

Jonisering av tilluft används bland annat på kontor, affärslokaler, skolor och sjukhus för att förbättra luftkvaliteten och lindra inomhusluftproblem. Tekniken används även på pumpstationer och vid avfallshantering för att avlägsna lukter och i industrilokaler för att avlägsna höga halter av kemiska föroreningar. Tekniken är energisnål och kan med en installation påverka stora luftmängder. Även om tekniken används flitigt finns det fortfarande flera frågetecken gällande dess effektivitet, reningsmekanismer samt riskerna att det bildas ozon som biprodukt.

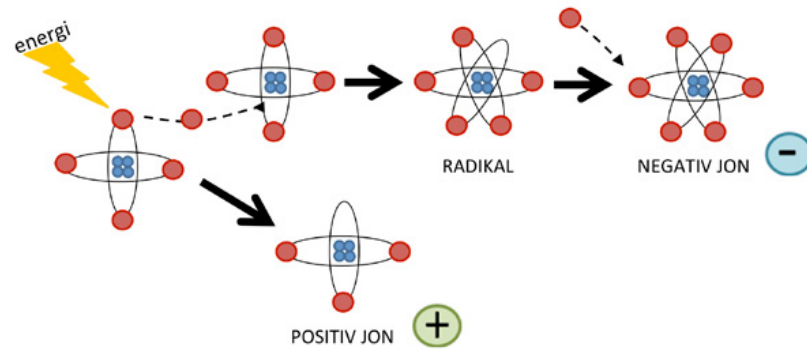
### 2.1.1 VAD ÄR JONER?

Ordet jon kommer från grekiska och betyder 'vandrare'. Termen användes först för att förklara fenomenet att vissa molekyler rörde sig, alltså vandrade, mot elektroder med en viss polaritet då elektrisk ström fördes genom lösningar. Med luftens joner avses alla atomer, molekyler och molekylkluster i luften som har en elektrisk laddning och vars rörelser påverkas av elektriska fält.

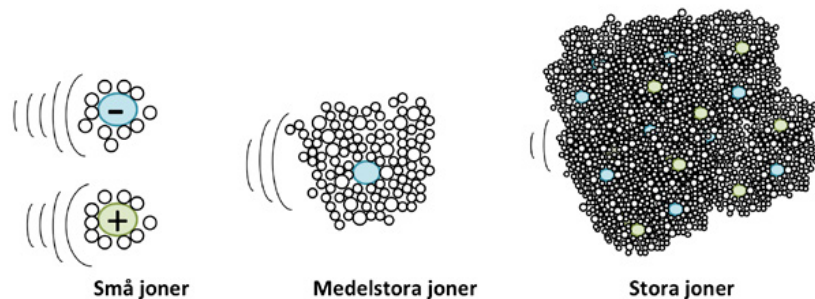
Det är ett underskott eller överskott av elektroner vilket gör att jonerna är positivt respektive negativt laddade. Neutrala atomer består av lika många elektroner (negativ laddning) som positroner (positiv laddning). Luftens joner bildas då energi tillförs så att en elektron frigörs från en neutral atom eller molekyl i luften. Atomen eller molekylerna får då ett underskott av elektroner och blir en positivt laddad jon.



Den fria elektronen kombinerar sig till en annan molekyl, som då får ett överskott på elektroner och blir en negativt laddad jon. I praktiken existerar inte enskilda s.k. elementära joner fritt i luften, utan de binder sig till sig ett antal polära molekyler, bl.a. vatten (H<sub>2</sub>O), och bildar olika stora molekylkluster (Sakata och Okada 1994).



Figur 4. Joner bildas då tillräcklig energi tillförs för att mobilisera elektroner (röda prickar). Positiva joner har ett underskott av elektroner och negativa joner ett överskott av elektroner i förhållande till positroner i atomerna (blåa prickar).



Figur 5. I luften existerar joner som små, medelstora eller stora kluster av polära atomer och molekyler. Små joner har vanligen en högre mobilitet än stora joner.

Joner delas in i grupper beroende på deras mobilitet och storlek. Jonkluster bestående av ungefär 3-12 atomer eller molekyler anses vara små joner, medan jonkluster med 100-1000 anses vara medelstora, och jonkluster med ~1 000 000 atomer eller molekyler stora joner. De stora jonerna är kondensationskärnor och innehåller ofta flera elementära laddningar (Varga 1981).

$$\text{Joners mobilitet } B [\text{cm/Vs}] = \lambda / Cq$$

$\lambda$  = luftens konduktivitet

$C$  = jonkoncentrationen

$q$  = elementära laddningen

Joners förmåga att röra sig i ett elektriskt fält beskrivs som deras mobilitet. Små joner har en högre mobilitet än stora joner och negativa joner har i regel en högre mobilitet än positiva joner (Lehtimäki och Graeffe 1976; Varga 1981). Joner i luften är i konstant kollision med varandra och andra komponenter, vilket gör att joner får en konstant hastighet. Joner accelererar visserligen i riktningen av det elektriska fältet, men hastigheten anses vara konstant eftersom en jon inte rör sig speciellt långt innan den kolliderar med en molekyl, annan jon eller partikel, och tappar sin fälthastighet och startar accelerationen på nytt. Stora joner uppskattas kunna vara luftburna i veckor, medan medelstora kan vara det i några timmar och små joner endast i 30-300 sekunder (Varga 1981).

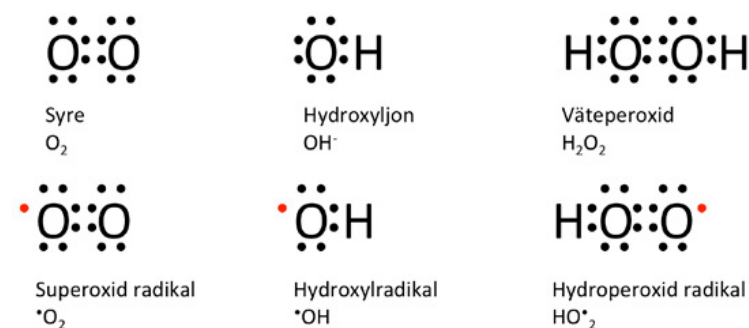
Relationerna mellan jonerna är komplicerade och balansen känslig. Jonernas livstid beror på luftfuktighet, temperatur och koncentrationen av andra komponenter i luften (Daniels 2002; Skalny m.fl. 2004). Massspektrometri har använts för att undersöka primära joner som bildas vid negativ koronaurldning, och bl.a. Skalny m.fl. (2004) identifierade ett antal negativa joner; O<sup>-</sup>, O<sub>2</sub><sup>-</sup>, O<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> och NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Vid koronaurldning bildas förutom joner, även biprodukter som ozon, radikaljoner, väteperoxid, kväveoxider, svaveloxider och karbonsyra (Goldstein m.fl. 1992; Nagato m.fl. 2006) Dessa biprodukter påverkar redan vid låga koncentrationer vilka joner som bildas (Skalny m.fl. 2004). Genereringen av olika jontyper varierar beroende på de förhållanden under vilka man använder jonisering samt vilken typ av joniseringsteknik man använder (Nagato m.fl. 2006).



### 2.1.2 REAKTIVA SYREFÖRENINGAR

Fria syreradikaler och föreningar som lätt övergår i radikalföreningar kallas med ett samlingsnamn för reaktiva syreföreningar, eller ROS (Reactive oxygen species). De är, liksom namnet säger, en grupp syreföreningar som är starkt reaktiva. Några exempel på reaktiva syreföreningar som kan bildas vid jonisering, och som är intressanta vid granskning av luftens kemiska reaktioner, är superoxid, väteperoxid och hydroxylradikalen.

Förmågan hos en kemisk förening att reagera med andra föreningar beror till stor del på atomernas elektronkonfiguration, d.v.s. hur elektronerna är arrangerade. Radikaler är atomer eller molekyler med ett överskott av endast en elektron vilket är en mycket ostabil elektronkonfiguration. Radikalföreningarna markeras därför ofta med en prick •, som representerar elektronen (se figur 6). Eftersom alla atomer och molekyler strävar mot stabilitet reagerar radikalerna med andra föreningar, genom att ta emot eller avge en elektron, för att bilda ett stabilt elektronpar. Detta gör radikalerna mycket ostabila och reaktiva, och därav kortlivade. Stabila negativa joners överkottselektroner ingår i elektronpar, vilket är en mera stabil elektronkonfiguration (jämför hydroxylradikalen och hydroxyljonen i figur 6). Syre är ett specialfall, en s.k. biradikal, eftersom den har två elektroner som ändå inte är parade (de har motsatt elektronspinn).



Figur 6. Elektronkonfigurationen hos några vanliga syreföreningar. Atomer och molekyler med parade elektronkonfiguration, liksom hydroxyljonen och väteperoxiden, är oftast mera stabila än radikalföreningar med oparade elektronkonfiguration. Radikalföreningarnas oparade elektron är utmärkt som en röd prick. Alla föreningar i figuren, förutom syre och hydroxyljonen, anses vara reaktiva syreföreningar.

Eftersom radikaljonerna är så reaktionsbenägna bryter de effektivt ner andra kemiska föreningar och är speciellt viktiga i bl.a. luftreningsprocesserna som naturligt sker i atmosfären. Radikaljonerna har även en förmåga att skapa reaktionskaskader, d.v.s. kedjereaktioner, vilket gör att endast en radikal kan orsaka kemiska förändringar hos flera föreningar.

Superoxid ( $\bullet\text{O}_2$ ) är en radikal-anjon som bildas då en syremolekyl erhåller en extra elektron, och anses vara jonen som det bildas mest av vid jonisering.  $\bullet\text{O}_2$  är inte den mest reaktiva radikalföreningen, men kan bl.a. i fuktig luft dismutera till väteperoxid (Goldstein m.fl. 1992; Richardson m.fl. 2003). Väteperoxidbildningen är beroende av luftfuktigheten och minskar visserligen den aktiva oxideringen av VOC, men om väteperoxid reduceras eller klyvs med UV-ljus, bildas det hydroxylradikaler ( $\bullet\text{OH}$ ). Hydroxylradikalen är den mest reaktiva syreföreningen och därför den viktigaste komponenten i nedbrytningen av föroreningar i atmosfären.  $\bullet\text{OH}$  anses vara en av de viktigaste komponenterna även i kemiska reaktioner i inomhusluft-

ten, eftersom den reagerar med de flesta kemiska och biologiska molekyler i luften (Weschler 2004).

En källa till •OH inomhus är reaktionerna mellan ozon och alkener. Alkener är organiska föreningar med dubbelbindningar, av dessa vanliga i inomhusluften är t.ex. terpenerna limonen,  $\alpha$ -pinen och  $\Delta^3$ -karen. Fick m.fl. (2002) visade att det fanns skillnader i •OH-produktionen beroende på vilken terpen som oxiderades med ozon, t.ex. ozonolysen med  $\alpha$ -pinen och  $\Delta^3$ -karen bildade •OH-radikaler, medan reaktionen med limonen inte gjorde det. Reaktionerna mellan ozon och terpenier är de enda •OH-producerande reaktion som hittills uppmärksamats i inomhusluften. Nagato m.fl. (2006) antydde att det bildas hydroxylradikaler vid jonisering, men de diskuterade endast deras roll vid bildningen av salpetersyra. Även om man ofta hänvisar till att joniseringens luftrenande effekter orsakas av syreradikaler, så verkar ingen ha mätt mängderna •OH som bildas vid jonisering.

Närvaro av kväveoxider (NO<sub>x</sub>) i luften kan också påverka oxideringen av kemiska föreningar i inomhusluften. Då ozon och NO<sub>2</sub> finns i inomhusluften samtidigt bildas det nitratradikaler (•NO<sub>3</sub>) som också effektivt oxiderar molekyler i luften, bl.a. olika terpenier (Nazaroff och Weschler 2004).

### 2.1.3 JONKONCENTRATIONER

Enligt vissa studier ligger jonkoncentrationen utomhus vanligen mellan 500 till 1000 joner/cm<sup>3</sup>, med en varierande mängd av olika stora joner (Lehtimäki och Graeffe 1976; Chorny 2000). Mängden joner påverkas av koncentrationen föroreningar i luften. I förorenade områden liksom i städer är koncentrationen av små joner låg eftersom de lätt fastnar på föroreningspartiklarna i luften (Graeffe 1975). Jonkoncentrationen inomhus anses i allmänhet vara lägre än koncentrationen joner utomhus.

Mängden positiva joner inomhus ökar med koncentrationen radon och dess sönderfallsprodukter. I partikelfri luft finns ett linjärt samband mellan positiva joner och radon (Lehtimäki och Graeffe 1986), varvid den positiva jonkoncentrationen anses vara högre i byggnader med radioaktivt sönderfall.

Orsaken till varför man ännu vet så lite om de verkliga koncentrationerna radikaljoner inomhus är att de inte kan mätas med traditionella analysmetoder.

Koncentrationen av •OH i gasfas kan beräknas genom kemisk modellering eller genom att mäta olika spårföreningar som reagerar mycket snabbare med •OH än med ozon (Lambe m.fl. 2007). Sarwar m.fl. (2002) uppskattade genom kemisk modellering att vanligen är inomhuskoncentrationen av •OH dagtid lägre än utomhuskoncentrationerna, ungefär 5–10×10<sup>6</sup> molekyler/cm<sup>3</sup>, men att •OH koncentrationerna inomhus kan vara liknande eller t.o.m. högre än typiska utomhuskoncentrationer på natten, som är ungefär 5×10<sup>4</sup> molekyler/cm<sup>3</sup>. Överlag anses också •OH-koncentrationen vara avsevärt lägre inomhus än utomhus.

Det finns tekniker utvecklade för atmosfärforskning för att mäta både radikaler och andra reaktiva syremolekyler ur luften. Hydroxyl- och hydroperoxyradikaler kan mätas med en teknik kallad FAGE (Fluorescence Assay by Gas Expansion) och peroxyradikaler med PERCA (PERoxy Radical Chemical Amplification) (Green m.fl. 2006; Salisbury m.fl. 2002). Även om koncentrationen av radikaler förväntas vara lägre inomhus än utomhus så är känsligheten hos dessa instrument sådan att de väl kunde användas för att mäta radikalkoncentrationen även inomhus (Carslaw och Wolkoff 2006).

### 2.1.4 HUR RENAR JONER LUFTEN?

Det är svårt att avlägsna alla olika typer av föroreningar som finns i luften med en luftrenare. I marknadsföringen av joniseringstekniken hävdas ofta att tekniken renar luften bl.a. genom att:

- avlägsna partiklar, t.ex. aerosoler, damm och fibrer
- bryta ner lättflyktiga organiska föreningar (VOC)
- neutralisera lukter
- inaktivera luftburna biologiska komponenter, t.ex. mögelsporer, bakterier och allergener

Källor bl.a. [www.atmosair.com](http://www.atmosair.com), [www.plasma-air.com](http://www.plasma-air.com), [www.bioclimatic.com](http://www.bioclimatic.com).

Jonernas luftrenande effekt baserar sig huvudsakligen på två olika mekanismer:

1. Jonerna laddar partiklarna i luften, vilket medför att:
  - Små laddade partiklar klumpas ihop genom elektrostatiska krafter till större partiklar, som inte längre hålls luftburna utan faller ner till golvet och andra horisontella ytor.
  - Laddade partiklar rör sig mot ytor med motsatt laddning och avlägsnas således ur luften.
2. Reaktiva syreföreningar som bildas vid jonisering, liksom syreradikaler, bryter ner kemiska föroreningar i luften genom oxidationsreaktioner. De reaktiva syremolekylerna anses även kunna inaktivera mikrober.

#### 2.1.4.1 PARTIKLAR OCH JONISERING

Utomhusluften, rökning, matlagning, förbränning och städning är exempel på källor till partiklar inomhus, medan en del härstammar från oidentifierbara källor (Wallace 1996). Luftburna partiklar har associerats med allvarliga hälsoeffekter (Pope 2000; Pope m.fl. 2002; Pope and Dockery 2006), och toxikologiska studier visar att speciellt ultrafina partiklar kan ha en stor betydelse för hälsan (Donaldson m.fl. 2002; Ibald-Mulli m.fl. 2002). Orsaken till detta är bl.a. att ultrafina partiklar med storleken <math><0,1\mu\text{m}</math> når ända ner till lungorna vid inandning och kan då även tränga genom vävnader och komma in i blodomloppet. Större partiklar fastnar i de övre luftvägarna, som i näsan och halsen, och avlägsnas ur kroppen genom slembildning och andra mekanismer.

Flera studier har utförts för att undersöka joniserande luftrenares förmåga att avlägsna partiklar ur luften (Boghard och Eklund 1998; Grabarczyk 2001; Grinshpun m.fl. 2001; Niu m.fl. 2001; Grinshpun m.fl. 2004; Lee m.fl. 2004; Grinshpun m.fl. 2005; Shiue m.fl. 2011) Studierna har visat att luftburna partiklar minskar radikalt vid närvaro av joner. Grabarczyk (2001) visade en tjugodubbel reduktion av partiklar med storleken 0,4 till 2,5  $\mu\text{m}$  efter en timme i en testkammare av storleken 50  $\text{m}^3$ . En studie utförd på bärbara jonisatorer (Grinshpun m.fl. 2001) minskade partikelkoncentrationen 80 % efter 30 min i en 2  $\text{m}^3$  testkammare. Grinshpun testade även

kommersiellt tillgängliga jonisatorer och fann att luftrenaren som producerade mest joner avlägsnade partiklar av storleken 0,3 till 3,0  $\mu\text{m}$  till 100 % efter 10-12 min. En likadan studie utförd av Lee m.fl. (2004) visade en 95 % reduktion av partiklar av storleken 1  $\mu\text{m}$ .

Studierna visar tydligt att joniserande luftrenare minskar mängden partiklar i luften och det är ett allmänt känt fenomen att jonisering inomhus kan orsaka smutsiga ytor, p.g.a. deponerade partiklar. Studierna utfördes i testkammare med relativt höga yta/volym-förhållanden. Shiue m.fl. (2011) och Grinshpun m.fl. (2005) konstaterade i sina studier att luftreningseffekten var större nära joniseringskällan, och att ett högt yta/volym-förhållande förbättrade reningseffektiviteten. De elektriska fält som mobiliserar partiklarna till rummets ytor är relativt svaga, och därför ansågs mekanismen fungera bäst i små utrymmen med mycket yta i förhållande till volymen. Forskare har konstaterat att jonisering mest effektivt avlägsnar små partiklar ur luften (Lehtimäki och Graeffe 1976; Lee m.fl. 2004).

#### 2.1.4.2 VOC OCH JONISERING

Flyktiga organiska föreningar, s.k. VOC (Volatile Organic Compound), i inomhusluften härstammar delvis från utomhuskällor och delvis från inomhusmaterial, produkter och aktiviteter. Mängden och sammansättningen av VOC i inomhusluften varierar beroende på årstid, byggnadens ålder, temperatur, luftfuktighet och ventilation (Socialstyrelsen 2006). Normalt förekommer de flesta VOC i koncentrationer under 1-10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  men några vanligt förekommande ämnen kan ha koncentrationer på 10–50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Totala koncentrationen (TVOC) inomhus är normalt ungefär 50-250  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Salonen m.fl. 2009) Koncentrationen av enskilda VOC är vanligtvis högre inomhus än utomhus, ibland t.o.m. upp till tio gånger högre (ECA 2006). Huruvida en VOC orsakar hälsoeffekter beror på flera faktorer, bl.a. föreningens hälsopåverkan, koncentrationer av föroreningen och tiden man exponeras för den. Kunskaperna om olika föreningars hälsopåverkan varierar mycket från att man vet att en förening är toxisk till att dess hälsoeffekter inte alls är kända.

Ett antal vetenskapliga studier har gjorts kring hur VOC bryts ner vid jonisering. Reaktionerna mellan organiska föreningar och negativa joner anses vara både

långsamma och komplicerade, och påverkas av bl.a. luftfuktighet och föreningens kemiska struktur (Yan m.fl. 1998; Daniels 2002; Hirota m.fl. 2002; Wu och Lee 2004; Chen m.fl. 2005). Wu och Lee (2004) undersökte hur negativa joner reagerade med toluen, kloroform och 1,5-hexadien i en reaktionskammare. Resultatet av studien visade att de huvudsakliga reaktionsprodukterna var koldioxid och vatten, men att det även förekom stabila mellanprodukter. De spekulerade även i bildningen av ostabila radikal-mellanprodukter, som dock inte kunde mätas. Reaktionstiderna i experimenten var långa (20 h) och de negativa jonkoncentrationerna högre än de som vanligen genereras med en joniserande luftrenare.

Neil Goodman (2006) visade att även allergener bryts ner vid jonisering, men efterlyste mera forskning kring reaktionsmekanismerna. Jonerna orsakade förändringar i proteinstrukturen hos allergener, vilket minskade deras förmåga att orsaka allergisk reaktion. En nedbrytning och förändring av biomolekyler anses även vara orsaken till att negativa joner kan deaktivera mikroorganismer (Kellog m.fl. 1979; Tanimura m.fl. 1997; Fan m.fl. 2002). Både nedbrytningen av VOC och inaktiveringen av biologiska molekyler anses främst orsakas av radikaljoner och andra reaktiva syremolekyler, liksom ozon och peroxider.

### 2.1.5 JONER OCH HÄLSA

Studier antyder att negativa joner har biologiska och terapeutiska egenskaper, även om de exakta mekanismerna för den positiva växelverkan mellan jonerna och organismer är oklar (Krueger och Reed 1976; Sulman m.fl. 1978; Kröling 1985; Kosenko m.fl. 1997; Goldstein och Arshavskaya 1997; Sirota m.fl. 2006; Yamada m.fl. 2006). Flera forskare anser att de biologiska effekterna förmedlas av radikaljonen superoxid, bl.a. genom att den stimulerar ett enzym som finns i hudcellerna, superoxid dismutas (Kruger och Reed 1976; Fornof och Gilbert 1988; Kosenko m.fl. 1997; Sirota m.fl. 2006). Eftersom superoxid och andra aktiverade syremolekyler finns naturligt i atmosfären kan exogen superoxid tänkas ha en viktig roll i att, via aktivering av enzymet, reglera olika fysiologiska processer som respons till yttre förhållanden (Goldstein m.fl. 1992). Medan en mycket hög koncentration av syreradikaler visserligen kan orsaka skador på levande organismer, finns det antydning om att en låg halt av syreradikaler kan rent av

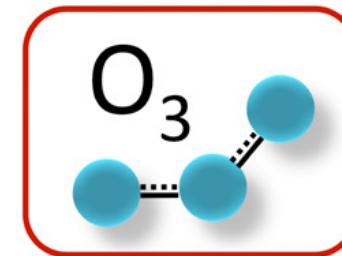
vara viktig för fysiologiska funktioner (McCord m.fl. 1971; Kosenko m.fl. 1997).

Negativa joner har även visats påverka serotoninutsöndringen hos människor och djur samt stimulera tillväxten hos växter (Krueger 1976). Serotonin är en signalsubstans som verkar i nervsystemet och kan kallas för må-bra-hormonet, eftersom den har kopplats till bl.a. depression och påverkar koncentrationsförmågan, impulskontroll, sömn och sexlust. Jonisering saluförs och används av vissa som en alternativ behandlingsmetod för bl.a. depression och trötthet.

Alla är inte övertygade om att jonkoncentrationen inomhus har en betydelse för hälsan. Undersökningar som gjorts på joners biologiska effekter har kritiserats för att inte vara vetenskapligt korrekta. Det har även ifrågasatts huruvida skillnaden mellan jonkoncentrationerna inomhus och utomhus är tillräckligt stor för att över huvudtaget ha en betydelse. Bl.a. Johnsen m.fl. (1997) undersökte huruvida jonisering kunde minska upplevda symptom i inomhusmiljön hos personer med astma, men kunde inte se någon effekt. Den negativa hälsorisk som dock framkommer mest i samband med användning av jonisering är bildningen av ozon som biprodukt och de effekter det kan medföra.

### 2.2 OZON

Ozon består av tre syreatomer och bildas naturligt i stratosfären genom att UV-ljus spjälkar syremolekyler ( $O_2$ ) till två singlet syreatomer ( $\bullet O$ ), som kombineras med en syremolekyl ( $\bullet O + O_2 \rightarrow O_3$ ).



Figur 7. Ozon,  $O_3$ , är en gas bestående av tre syreatomer per molekyl.

Ozon bildas även i troposfären, d.v.s. på marknivån, men till största delen via andra mekanismer än i stratosfären. Ozonproduktionen på marknivån styrs av en komplex samverkan mellan hydroxylradikaler och förhållandet VOC/NO<sub>x</sub> (Seinfeld och Pandis 1998). Eftersom ozonproduktionen är beroende av mängden VOC och NO<sub>x</sub> i luften tenderar ozonkoncentrationen att vara hög i mer förorenade områden, liksom städer, där koncentrationer kan nå upp till 400 ppb (Seinfeld och Pandis 1998). Enligt Calogirou m.fl. (1996) är utomhusluftens typiska ozonkoncentrationer 40-150 ppb, beroende på plats, årstid, väder, och tid på dygnet. I Vasa centrum var ozonkoncentrationen år 2010 i medeltal 27,5 ppb. Högsta medelkoncentrationen under 8 timmar mättes i juli, 59,5 ppb (Johnson och Hirvijärvi 2011).

Ozonkoncentrationen inomhus är vanligen 20-70% av den som finns utomhus (Weschler 2000). Liksom joner förstörs en stor del av ozonet på ytorna på vägen in i byggnaden, såsom ventilationskanaler, fläktar och filter. Eftersom ozon kan reagera med luftens kemiska föreningar och ytmaterial i inomhusmiljön kan dessa inverka minskande på den slutliga ozonkoncentrationen. Även om ozon är en stark oxidant reagerar den under normala koncentrationer relativt långsamt med organiska föreningar i luften. Reaktionerna som sker mest är de med omättade kolväten.

Inomhuskällor, såsom kopiatorer, skrivare och faxapparater av lasertyp samt användningen av ozonbildande luftrenare, kan höja lokala ozonkoncentrationer inomhus (Weschler 2000; Britigan m.fl. 2006). Även om kontorsmaskinerna ofta innehåller ett filter för att förhindra ozonemission till inomhusluften kan ozonkoncentrationerna ändå lokalt stiga över tillåtna gränsvärden. Bildningen av ozon vid jonisering kan minimeras genom val av joniseringsteknik och användning av tillräckligt låg urladdningsenergi (Liu m.fl. 2000; Rehbein och Cooray 2001; Wu och Lee 2004).

Ozon är en toxisk gas med en distinkt lukt som kan uppfattas redan vid låga koncentrationer (1-50 ppb). Ozonets höga oxidationspotential, d.v.s. förmågan att reagera med andra föreningar, gör det till ett effektivt desinficerings- och blekningsmedel, men även ett ämne som är skadligt för vävnader. Ozon påverkar bland annat slemhinnor i ögon och de nedre luftvägarna och har påvisats kunna orsaka skador i lungor, blod och centrala nervsystemet (Paz 1997). Vanliga symtom är en stickande eller brännande känsla i halsen, hosta och smärta i bröstet och/eller vinande andning.

För de känsligaste kan ozon orsaka milda symptom vid en koncentration på 100 ppb, och kraftigare astmatiska symptom vid högre koncentrationer. Långvarig exponering kan leda till inflammation i andningsvägarnas slemhinnor.

I Finland är de arbetshygieniska gränsvärden för ozon 50 ppb (HTP8h) och 200 ppb (HTP15min). I Sverige är motsvarande värden 100 ppb (nivågränsvärde) och 300 ppb (takgränsvärde). Förutom att ozon är hälsoskadlig i sig självt anses det försämra inomhusluftkvaliteten genom att orsaka sådana kemiska reaktioner som kan orsaka hälsobesvär.

### 2.3 INOMHUSLUFTENS KEMISKA REAKTIONER

Reaktiv kemi är ett naturligt fenomen i utomhusluften och en viktig förutsättning för atmosfärens komplexa kemiska balans. Solens UV-strålar driver en stor del av de kemiska reaktionerna bl.a. genom att bilda reaktiva syreföreningar liksom ozon, kväveoxider och syreradikaler. Jonerna och syreradikalerna som bildas spelar en viktig roll i atmosfärens självrenande processer. Inomhus möter vi däremot en i många avseenden annorlunda miljö; i inomhusluften sker det i brist på UV-ljus färre kemiska reaktioner, vi har en begränsad luftväxling och en ofta högre koncentration av kemiska föreningar än utomhus.

Ozon har en central roll i de kemiska reaktionerna som sker i inomhusluften (Weschler 2000). Reaktioner mellan föreningar i inomhusluften är bl.a. oxideringsreaktioner med syre, ozon och hydroxyl- och nitratradikaler, syra-bas-reaktioner, hydrolysreaktioner och nedbrytningsreaktioner som katalyseras med värme eller UV-ljus (Weschler m.fl. 2006). Hydrolysreaktionerna är dock långsamma och sker mest på ytor, och nedbrytningsreaktioner med UV-ljus är ovanliga i frånvaro av solljus. De flesta reaktioner inomhus anses drivas med ozon (Weschler 2000). Ozon reagerar med bl.a. NO<sub>x</sub> och omättade kolväten (t.ex. terpenoider, terpen, fettsyror), reaktioner som producerar bl.a. •OH och •NO<sub>3</sub>, ostabila mellanprodukter och oxiderade organiska föreningar (Weschler 2004).

De mest studerade reaktionerna i inomhusluften är reaktionerna mellan ozon och terpen. Terpen är kolväten med en eller flera dubbelbindningar som finns i växter och är huvudkomponenter i eteriska oljor. Inomhuskällor till terpen är rengörings-

medel, desinficeringsmedel, ytbehandlingsmedel, golvvax, talloolja och träprodukter (Wolkoff m.fl. 2000; Nazaroff och Weschler 2004). Mekanismen för hur ozon oxiderar föreningar med dubbelbindningar beskrevs först av Criegee år 1975. Ozon adderas över dubbelbindningen och bildar en primär ozonid, som snabbt bryts ner till en aldehyd eller en keton via en mellanprodukt kallad för en "Criegee intermediat". Då intermediaten sönderfaller bildas det bl.a. hydroxylradikaler (Niki m.fl. 1987; Atkinson och Aschmann 1993; Rickard m.fl. 1999; Fick m.fl. 2002).

Oxideringen av terpenener med ozon, hydroxylradikaler eller nitratriadikaler bildar även sekundära organiska aerosoler (Bonn och Moorgat 2002; Nojgaard m.fl. 2006). Oxideringen av fleromättade monoterpenener, liksom limonen, har visats bilda mera aerosoler än monoterpenener med endast en dubbelbindning (Hoffman m.fl. 1997). Exocykliska monoterpenener, liksom  $\beta$ -pinen, har visats bilda partiklar med alla tre oxidanterna ( $O_3$ ,  $\bullet OH$ ,  $NO_x$ ), medan endocykliska monoterpenener, liksom  $\alpha$ -pinen, har bildat partiklar mest effektivt med ozon (Bonn och Moorgat 2002).  $NO_x$  förbrukar ozon och motverkar således ozon/terpen-reaktionerna, och därmed partikelbildningen (Atkinson m.fl. 2001).

Reaktionerna med ozon och  $NO_x$  gynnas av höga föroreningskoncentrationer, hög fuktighet, låg ventilation och hög inomhustemperatur (Socialstyrelsen 2006). Ökad ventilation kan visserligen öka ozonhalten inomhus, men det betyder inte nödvändigtvis förhöjd reaktivitet. Även om ökad ventilation för in större mängder ozon, ger den också mindre tid för ozonet att reagera med föroreningar inomhus (Weschler och Shields 2000). Om man önskar undvika reaktionerna som orsakas av ozon i inomhusluften, är det alltså inte lönsamt att minska ventilationsflöden, utan istället bör man t.ex. effektivisera filtrering av tilluften.

### 2.3.1 REAKTIV KEMI OCH HÄLSA

Organiska föreningar som rutinemässigt mäts i inomhusluften kan endast delvis, eller inte alls, förklara sensorisk irritation och andra symptom som upplevs av människor som vistas i vissa byggnader (Pasanen 1998; Wolkoff och Nielsen 2001; Meininghaus m.fl. 2003). Koncentrationen av mätta föreningar i vanliga byggnader är till exempel ofta mycket lägre än tröskelvärdet för ögon- och luftvägsirritation (Wolkoff 1999).

Reaktiv kemi är ett relativt nytt område inom inomhusmiljöforskningen, men har av flera identifierats som en möjlig orsak till de symptom som upplevs i inomhusmiljön.

'Reaktiv kemi teorin' (eng. reactive chemistry theory) baserar sig på olika fenomen som antyder att hälsobesvär som upplevs inomhus kan bero på kemiska reaktioner i inomhusluften (Weschler m.fl. 2006). En reaktion mellan två föreningar förändrar dem kemiskt och kan i vissa fall producera en mängd nya reaktionsprodukter. Det intressanta är att de nya föreningarna som bildas kan ha helt andra egenskaper än ursprungsmännen, bl.a. gällande hälsopåverkan.

Oxidationsreaktioner mellan omättade VOC och oxiderande föreningar bildar produkter som kan orsaka irritationssymptom (Wolkoff m.fl. 1999; Clausen m.fl. 2001; Wilkins m.fl. 2001). Man har genom tester på djur och människor visat att t.ex. ozon/terpen-reaktioner bildar reaktionsprodukter som irriterar luftvägarna (Wolkoff m.fl. 2000; Klenø och Wolkoff 2004). Från oxidativ nedbrytning av terpenener bildas en variation av olika stabila och ostabila mellanprodukter vars hälsopåverkan är okänd. Till exempel då  $\bullet OH$  reagerar med glykoletrar som finns bl.a. i rengöringsmedel, bildas potentiellt allergena organiska peroxider och hydroperoxider (Nazaroff och Weschler 2004). Även aerosolerna som bildas genom ozon/terpen-reaktioner i inomhusluften kan utgöra hälsorisken, eftersom de antyts vara mera bioaktiva än partiklarna som man är utsatt för utomhus (Long m.fl. 2001).

Huruvida det är bildningen av aerosoler, fria radikaler eller reaktiva mellanprodukter som orsakar irritationen i ögon och andningsorgan är fortfarande oklart. Ett problem med att undersöka reaktiva kemins hälsoeffekter är att ostabila föreningar och radikaler är svåra att mäta. Man har spekulerat i att föreningar oidentifierbara med kända provtagningsmetoder kan vara en delorsak till upplevda sensoriska irritationssymptom (Weschler och Shields 1997b; Wolkoff m.fl. 1997; Ingrosso 2002; Carslaw 2003).

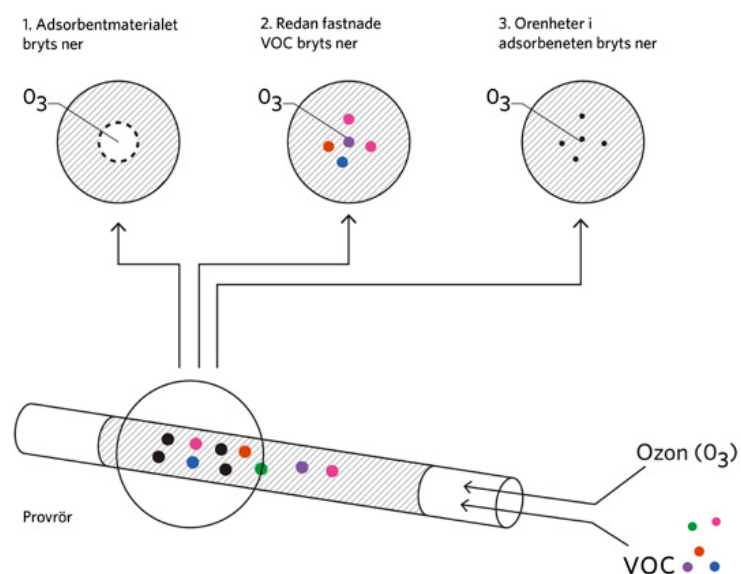
Ett ytterligare fenomen som stöder reaktiv kemi teorin är att en del epidemiologiska studier har indikerat att summan av detekterade VOC är lägre i byggnader klassade som "sjuka" jämfört med likadana byggnader klassade som "friska" (Berglund m.fl. 1993; Groes m.fl. 1996; Willers m.fl. 1996; Subramanian m.fl. 2000). Sundell m.fl. (1993) påvisade ett samband mellan SBS och en reducerad TVOC koncentration i en

studie med 86 rum i 29 olika kontorsbyggnader, d.v.s. en lägre TVOC koncentration i rumsluften än i tilluften. Resultaten antyder att det finns ett samband mellan symptom och kemiska förändringar av inomhusluftens VOC.

Kemisk nedbrytning i inomhusmiljön anses troligen ha tilltagit under de senaste årtiondena eftersom både användningen av olika kemikalier inomhus och halten av oxiderande föreningar, liksom ozon, i utomhusluften ökat (Weschler m.fl. 2006).

### 2.3.2 OXIDERANDE FÖRENINGAR STÖR PROVTAGNINGEN AV VOC

Provtagning av VOC i luft som innehåller ozon, och andra oxiderande föreningar, kan resultera i felrapportering av vissa föreningar. Tenax, en porös polymer av 2,6-difenyl-p-fenyleneoxid, är en populär adsorbent vid provtagning av VOC. Då ozon flödar genom Tenax-provtagningsröret under provtagningen kan det bilda artefakter genom tre mekanismer (se figur 8).



Figur 8. Ozon kan vid provtagningen av VOC orsaka bildning av positiva och negativa felresultat genom tre mekanismer.

#### 1. Ozon bryter ner adsorbentmaterialet i provtagningsröret.

Ozon tränger in i det porösa Tenax-adsorbentmaterialet och kan genom reaktioner med det bilda olika nedbrytningsprodukter. Ozon förorsakar sekundär porositet, vilket exponerar adsorbentmaterialet för ytterligare nedbrytning. Nedbrytning av adsorbentmaterialet med ozon kan pågå under provrörets hela livstid. Detta orsakar falska positiva resultat med förhöjda koncentrationer av bl.a. *bensaldehyd*, *acetofenon*, *bensenacetaldehyd*, *bensofenon*.

#### 2. Ozon bryter ner VOC som redan fastnat i provröret.

Nedbrytning av föreningar som redan fastnat på adsorbenten orsakar två typer av felresultat: bildning av nedbrytningsprodukter från reaktionerna (falska positiva resultat) samt att koncentrationen hos de VOC som bryts ner kommer att vara lägre än de borde (falska negativa resultat). Speciellt utsatta för nedbrytning är föreningar med dubbelbindningar, t.ex. *terpener*, *styren*, *alkoholer* och *n-aldehyder*. Mättade terpenoider, liksom 1,8-cineole, camphor och bornylacetat påverkas inte av ozon, medan terpenener och terpenoider som innehåller en, två eller flera dubbelbindningar bryts ner i ordningen  $\alpha$ -terpinen > linalool > limonen >  $\alpha$ -pinen >  $\beta$ -pinen > camphene (som exempel), helt enligt deras reaktionskonstanter för reaktionen med ozon (Calogirou m.fl. 1996). Radikaler och reaktiva mellanprodukter som bildas vid reaktionerna kan orsaka vidare nedbrytning av både adsorbentmaterialet och andra VOC. Nedbrytningen av VOC i provröret bildar bl.a. *syror*, *aldehyder*, *ketoner*, *peroxider*, *syreradikaler*, *kväveradikaler*, *organiska radikaler*.

#### 3. Ozon reagerar med småmolekylära orenheter som kan finnas kvar i adsorbentmaterialet efter tillverkningen.

Reaktionsprodukterna som bildas försvinner dock efter ett man använt Tenax-röret ett antal gånger, eftersom orenheterna endast finns i små mängder och förbrukas av ozonet och/eller avlägsnas under analysprocessen med analysinstrumentet. Detta är alltså främst ett problem då man använder nya Tenax-rör. Exempel på föreningar som bildas vid nedbrytning av orenheter är *benzaldehyd*, *acetofenon* och *fenol*.



Effekten av ozon under provtagningen beror på koncentrationen ozon, provtagningstiden, typen av adsorbent och på den organiska föreningens kemiska struktur (Cao och Hewitt 1994; Calgirou m.fl. 1996; Lee m.fl. 2006). Eftersom inomhusluft innehåller en varierande mängd olika föreningar som kan påverkas, både brytas ner och bildas p.g.a. reaktiva komponenter vid provtagning, är det näst intill omöjligt att förutspå förvrängningen av mätresultatet. Karbonyler, bl.a. ketoner, aldehyder och karboxylsyror, är ett bra exempel på föreningar som kan både brytas ner och bildas i reaktioner med ozon.

Ett sätt att undvika ozonets negativa effekter vid provtagning av VOC är att avlägsna ozonet ur luften före det når provtagningsröret. Fick m.fl. (2001) visade att placering av ett skyddsror med kaliumjodid före provtagningsröret avlägsnar ozonet ur provtagningsluften utan att märkbart påverka provtagningen av VOC, i deras fall terpenier. Reaktioner med kaliumjodid kan visserligen bilda organiska jod-föreningar, men de är lätta att detektera som artefakter. Förutom kaliumjodid finns det ett antal andra kemikalier som kan användas för att avlägsna ozon, t.ex. mangandioxid och natriumsulfid (Helmig 1997). Skyddsror vid provtagning av VOC har använts vid forskning av reaktioner med ozon (Fick m.fl. 2004; Wu och Lee 2004; Hyttinen m.fl. 2006), men används i regel inte i inomhusluftforskningen eller vid rutinmässiga mätningar av inomhusluft.

### 3. Material och metoder

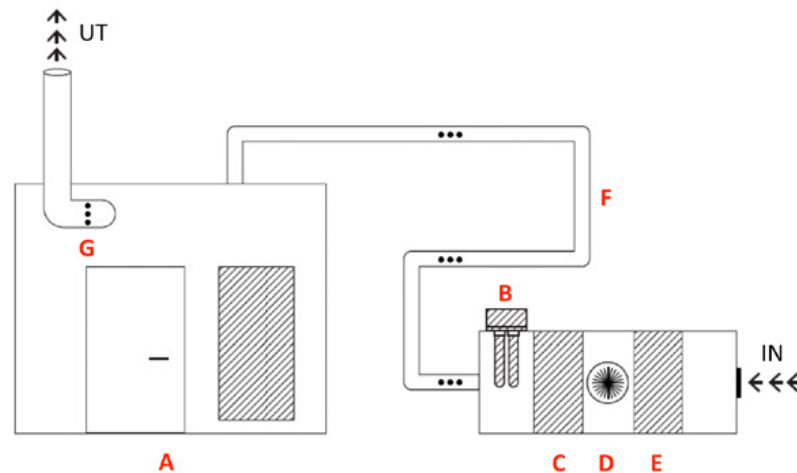
För att besvara frågeställningarna i studien utfördes tester både med en testanläggning i forskningscentret Technobothnias laboratorium och i ett affärsutrymme i Vasa centrum. Provtagningen av VOC stördes av ozon i luften och därför togs ett kaliumjodid-skyddsror i bruk under studien.

#### 3.1 MÄTNINGAR I LABORORIET

Tester för att undersöka effekten av joniserad tilluft på VOC utfördes i laboratoriet med en testanläggning tillhörande ett ca 14 m<sup>3</sup> testrum (se figur 9). Till anläggningen tillhörde även ett joniseringsaggregat med ett 21 cm långt Bioclimatic-joniseringsror, som var installerad i en ventilationslåda efter en kanalfäkt, ett Hepafilter och ett F7-ventilationsfilter med aktivt kol (se figur 10). Kanalfäktens varvtal kunde regleras steglöst och luften som användes vid testförhållanden var alltså filtrerad inomhusluft. Ventilationsrören var 200 mm spirorör (förzinkad stålplåt) och testrummets inre ytor var av rostfri stålplåt. Vid en ~4 m/s lufthastighet i ventilationskanalen (motsvarar ~1 m/s över joniseringsröret) var det ungefärliga luftombytet i rummet 5 ggr/h. Detta gav ett lätt övertryck i testrummet. Utmaningar med testanläggningen och testupplägg diskuteras i kapitel 5.1 *Om testförhållanden*.



Figur 9. Testanläggningen i laboratoriet i Technobothnia, Vasa.



Figur 10. En skiss över testanläggningen som bestod av (A) ett ca 14 m<sup>3</sup> rum av rostfritt stålplåt, (B) joniseringsaggregat, (C) F7 med aktivt kol, (D) kanalfläkt med varvtalsregulator, (E) Hepa-filter, (F) 200 mm Spiroventilationsrör och (G) provtagningshål.

Testerna utfördes genom att mäta VOC bl.a. vid testrummets frånluft då joniseringsaggregatet var avstängt och påslaget vid olika joniseringslägen. Försök att höja VOC-koncentrationen in i testrummet för att efterlikna inomhusföroreningar utfördes bl.a. genom kontrollerad tillförsel av enskilda VOC i testrummet eller genom placering av luktande, mera naturliga föreningskällor, liksom fuktskadad linoleum-matta, målarfärg och biologiskt avfall i testrummet. För att undersöka effekten av jonisering på 'vanlig' inomhusluft, i detta fall laboratoriets inomhusluft, avlägsnades ventilationsfiltren i testanläggningen (C och E i figur 10). Ozonhalten i testrummet mättes kontinuerligt under testerna.

### 3.2 MÄTNINGAR I EN AFFÄRSLOKAL

I samband med en installation av joniseringsteknik i en stor affärslokal i Vasa centrum utfördes före- och efter-mätningar av VOC, med syftet att se huruvida man kan se tydliga förändringar i luftens VOC vid jonisering. Hypotesen var att jonisering bryter ner VOC och ökar mängden oxidativa nedbrytningsprodukter, liksom syror, ketoner och aldehyder, i luften. På samma gång förväntades koncentrationen av vissa VOC minska på grund av nedbrytningen. Installationen utfördes av ett lokalt företag.

Provtagning av VOC utfördes vardagar samma tid (kl 14.00) 5 dagar före och 5 dagar efter installation av jonisering. Inget skyddsror för ozon användes vid provtagning, eftersom det vid den tidpunkten ännu var oklart huruvida det var fördelaktigt. Ozonhalten kunde tyvärr inte mätas under provtagningen. Under installationen av joniseringsaggregatet byttes ventilationsfiltret och ventilationsflöden för utrymmet justerades.

### 3.3 PROVTAGNING OCH MÄTNING

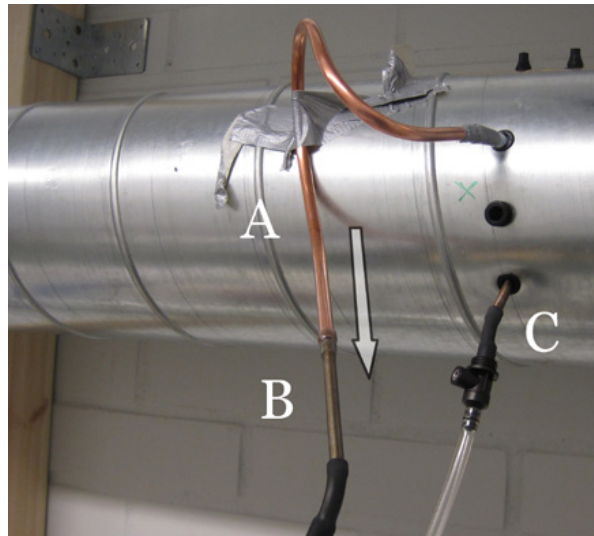
Provtagning av VOC utfördes med aktiv provtagning av 6 liter (200 ml/min, 30 min) luft på adsorbenten Tenax TA med FLEC-pumpar. Proverna termodesorberades med Ultra TD och Unity (Markes) och analyserades med GC-MS (Gaskromatografi – Massaspektrometer) HP6890 (Agilent).

Resultaten anges som toluenekvivalenter, det vill säga alla ämnens halter har

beräknats med toluen som referensämne. Halterna uttrycks i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . TVOC (Total Volatile Organic Compounds) anger den totala halten detekterade VOC i luften och beräknas genom att summera halten av alla föreningar med retentionstiden från hexan till hexadekan.

Till mätning av joner användes en Ion Meter (Transjonic Ab, Sverige). Ozon mättes med Teldyne E400 UV Absorption Ozone Analyzer med lägsta detektionsgränsen (LDL) 0,6 ppb. Lufthastighet och luftfuktighet mättes med en Swema Air 300.

Skyddsror av kaliumjodid tillverkades genom att hälla mättad kaliumjodidlösning i ca 30 cm glödgat kopparrör, där det fick stå i 30 min. Röret tömdes och torkades med kvävgas, varvid det på insidan av röret lämnade en beläggning av kaliumjodid. Rörets förmåga att avlägsna ozon ur luften testades upprepade gånger under olika långa tidsperioder. Även under höga lufthastigheter och höga koncentrationer (~150 ppb) avlägsnades ozon helt i röret.



*Figur 11.* Kaliumjodid-skyddröret vid provtagning från ett ventilationsrör. Skyddröret (A) placeras så att ozonet avlägsnas ur provtagningsslutten före den når provtagningröret Tenax TA (B). Pilen visar riktningen på provtagningsslutens flöde. Jämförande provtagning utan skyddsror utfördes (C).

Även om det var känt att ozon kan påverka provtagning av VOC, utfördes mätningar i början av studien utan skyddsror för ozon. Eftersom skyddsror inte normalt används vid inomhusluftmätningar, var det oklart huruvida användning av skyddsror var nödvändigt. Det fanns oro över att skyddsröret kunde påverka resultaten. Målet var även att undersöka joniseringens effekter vid ozonkoncentrationer som inte översteg sådana vanligt förekommer i riktiga byggnader, d.v.s. <50 ppb.

För att undersöka hur mycket provtagningen utan skyddsror, jämfört med skyddsror, påverkas av ozon utfördes tester där man jämförde parallellprov tagna i ozonhaltig joniserad luft med och utan skyddsror.

## 4. Resultat

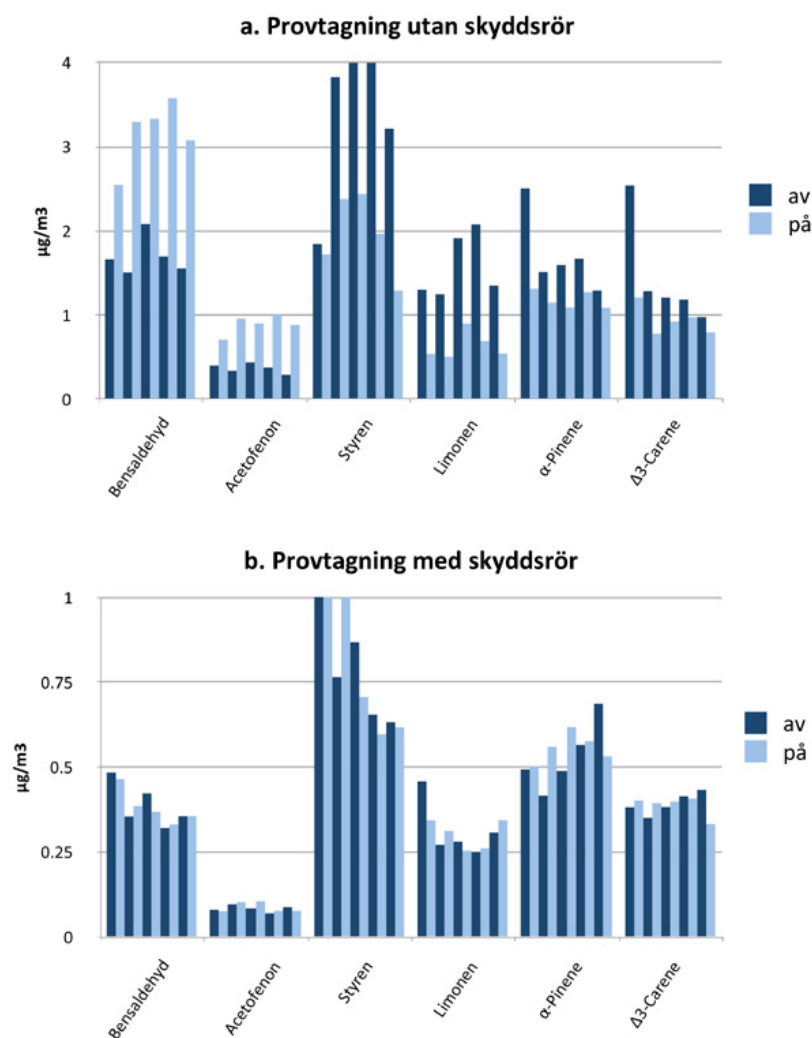
Tester utfördes med syftet att besvara frågeställningarna i studien:

1. Kan man se en förändring i luftens VOC vid jonisering under normala inomhusförhållanden, och om ja, vilka VOC påverkas och i vilken omfattning?
2. Hur mycket ozon bildas med rörjonisering och under vilka förhållanden?
3. Bör man vid provtagning av VOC (med Tenax TA) i joniserad luft använda ett skyddsror för ozon?

### 4.1 PROVTAGNING AV VOC I JONISERAD LUFT

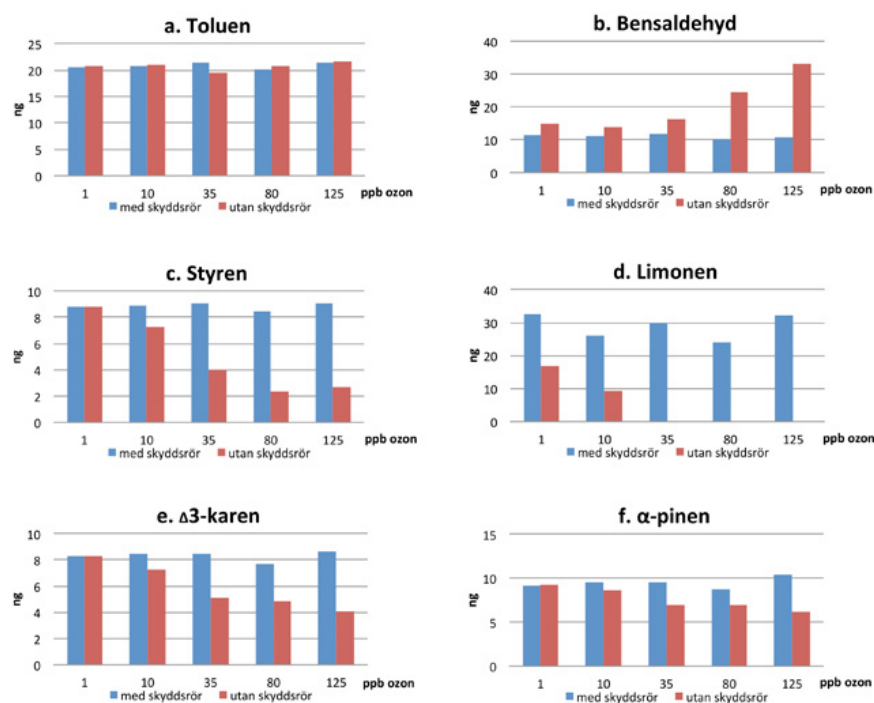
I början av studien utfördes provtagningen av VOC utan skyddsror för ozon. Resultatet för ett test där provtagningen utfördes utan skyddsror ses i figur 12 a. Laboratoriets inomhusluft låts flöda genom testkammaren och det togs prover på VOC vid testkammarens frånluft vid förhållanden där jonisering växelvis var av- och påslaget. Totalt tio mätningar utfördes, d.v.s. fem av proverna togs då joniseringsaggregatet var avstängt och fem av proverna togs då aggregatet var påslaget. Resultatet visar tydligt att koncentrationen hos vissa VOC ökade (bensaldehyd och acetofenon) och hos vissa VOC sjönk (styren, limonen,  $\alpha$ -pinen och  $\Delta^3$ -karen) då luften joniserades, även om VOC-koncentrationerna i laboratoriets inomhusluft varierade naturligt under test-tiden (8 h).

Eftersom jonisering höjde ozonkoncentrationen i luften, och föreningarna som påverkades mest under testet var sådana som bryts ner av ozon eller bildas vid nedbrytning med ozon, antogs effekten bero främst på ozon. En misstanke väcktes om att effekten inte berodde på reaktioner som skett i luften, utan inne i provtagningsröret. Testet upprepades, nu med ett KI-skyddsror för att förhindra ozonet i luften att flöda genom provtagningsröret. Resultatet för testet ses i figur 12 b. Resultatet visade inga tydliga skillnader i koncentrationen hos de samma VOC, vars koncentrationer ökade eller minskade vid jonisering då provtagningen utfördes utan skyddsror. Resultatet antyder att effekten som observerades i figur 12 a endast berodde på felresultat som bildas till följd av att ozon flödar genom provröret, inte på grund av reaktioner i luften.



Figur 12 a, b. (a) visar resultat från ett test där VOC mättes utan skyddsror då luften joniserades (på) och inte joniserades (av). Testet upprepades, men med ett skyddsror för ozon vid provtagning (b). Provtagningen utfördes i vanlig inomhusluft, vilket medför en viss naturlig variation i koncentrationerna. Ozonkoncentrationen under provtagningen var: 4-10 ppb (av) och 25-45 ppb (på) under test a och 9-15 ppb (av) och 33-62 ppb (på) under test b. Koncentrationer anges som toluenkvivalenter.

För att fastställa misstanken om att ozon bryter ner redan fastnade VOC i provtagningsröret utfördes ett test där Tenax-provtagningsrör injicerades med 20 ng standardlösning bestående av i inomhusluften vanligt förekommande VOC. Joniserad luft innehållande olika mängder ozon pumpades i 30 min genom parallella provtagningsrör, av vilka en var utrustad med skyddsror och den andra inte (se figur 11). Resultaten för de VOC som påverkades mest då ozon tilläts flöda genom provtagningsröret (bensaldehyd, styren, limonen,  $\Delta^3$ -karen och  $\alpha$ -pinen), och som jämförelse ett som inte påverkades alls (toluen), ses i figurerna 13 a-f.



Figur 13 a-f. Parallella provtagningsrör, ett med skyddsror och ett utan, injicerade med VOC och utsattes för joniserad luft med olika mängder ozon. VOC i provtagningsrören utrustade med skyddsror påverkades inte av ozonet i provtagningsluften. Utan skyddsror ökade koncentrationen bensaldehyd, medan koncentrationen av föreningarna styren, limonen,  $\Delta^3$ -karen och  $\alpha$ -pinen minskade. Toluen i provtagningsröret påverkades inte av ozon. Koncentrationerna anges som toluenekvivalenter.

Resultaten i figur 13 visar att vissa VOC påverkas av att ozon tilläts flöda genom provtagningsröret, medan andra inte påverkas. Mängden toluen som injicerades i provtagningsröret förändrades inte av ozon under testet. Mängden bensaldehyd ökade, och mängden styren och terpenerna limonen,  $\Delta^3$ -karen och  $\alpha$ -pinen minskade tydligt i prover tagna utan skyddsror. Detta är logiskt, eftersom styren och terpenener lätt bryts ner av ozon, medan bensaldehyd i sin tur bildas vid oxidativ nedbrytning av bl.a. styren och adsorbenten Tenax med ozon. Förutom föreningarna i figur 13 påverkades även acetofenon tydlig av ozonet i provtagningsluften. Acetofenon är liksom bensaldehyd en oxidativ nedbrytningsprodukt och dess koncentration ökade i provtagningsrören utan skyddsror. Då provtagningsrören var utrustade med skyddsror kvarstod den mängd VOC som injicerats även vid relativt höga koncentrationer (125 ppb) ozon i provtagningsluften. Resultaten bestyrkte misstanken om att effekten som sågs i figur 12 a berodde främst på ozon som orsakar nedbrytning inne i provtagningsröret.

Skillnader i koncentrationer hos VOC som provtogs med skyddsror jämfört med utan skyddsror var i vissa fall mycket stora. I ett test där VOC provtogs i joniserad luft med 30-40 ppb ozon var koncentrationen bensaldehyd i prover tagna utan skyddsror över 200 % högre än i prover tagna med skyddsror. I samma test var mängden styren och limonen i prover tagna utan skyddsror endast 44 % respektive 33 % av de som fanns i prover tagna med skyddsror. Även i detta test var provtagningsmängden 6 liter luft (30 min, 200 ml/min). Bo Glas m.fl. (2004) mätte ozonkoncentrationer mellan 6 till 160 ppb på kontor i Umeå, och fenomenet kan således ha en betydelse även vid provtagning av vanlig inomhusluft. I vissa fall provtar man en större volym luft eller med lägre flödes hastighet, vilka båda kan bidra till felresultaten.

Flera tester utfördes för att fastställa effekten av användning av KI-skyddsror. Eftersom detta inte var fokus i mitt projekt uteblev en mera noggrann kvantitativ bestämning av effekten. Resultaten visade dock tydligt att användning av KI-skyddsror motverkade bildningen av positiva och negativa felresultat. Under resten av studien användes skyddsroret vid provtagning och resultaten från testerna som utförts utan skyddsror ansågs opålitliga.

4.2 JONISERINGENS EFFEKTER

4.2.1 JONER

Joniseringsaggregatet som användes i testanläggningen har 7 olika joniseringslägen som möjliggör jonisering vid olika joniseringsspänningar (se figur 14). Den mätta spänningen över joniseringsröret varierade mellan ungefär 1,2 och 3,0 kV vid joniseringslägen 1-8 (se tabell 1).

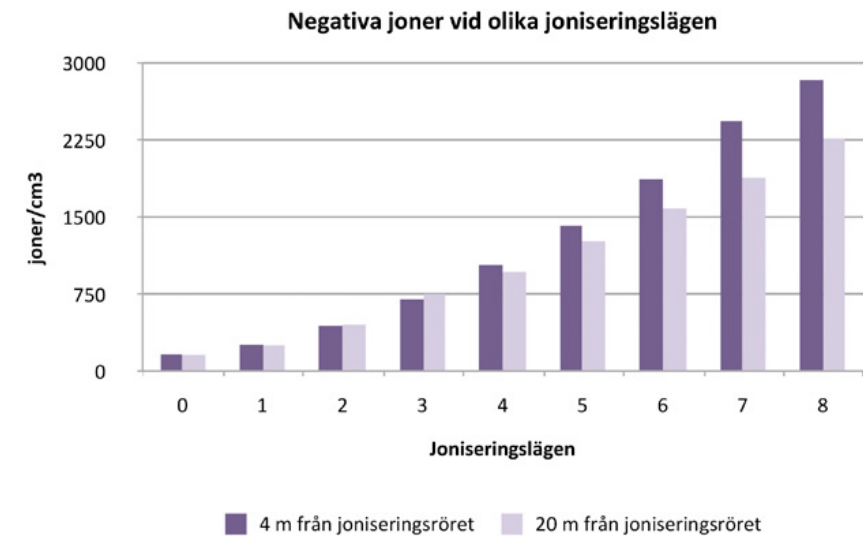


Figur 14. Joniseringsaggregatet har inställbar joniseringsspänning med skalan 0-8, där läget 0 är av.

Tabell 1. Spänningen över joniseringsröret varierar mellan ungefär 1,2 och 3,0 kV

Joniseringsläge	Spänning [Volt]
1	1242
2	1495
3	1748
4	2001
5	2254
6	2484
7	2760
8	2990

Negativa joner i luften mättes vid olika joniseringslägen och på två olika avstånd från joniseringsaggregatet. Mätningen utfördes i testanläggningen i laboratoriet och avståndet är mätt som längden på ventilationsröret i vilket luften flödade. Den joniserade luften som mättes hade en hastighet ~4 m/s i ventilationsröret, vilket motsvarade ~1 m/s över joniseringsröret.



Figur 15. Bildningen av joner ökar i proportion med spänningen över joniseringsröret. Vid läget 0 var joniseringsaggregatet avstängt och bakgrundshalten i filtrerad inomhusluft således ungefär 160 joner/cm<sup>3</sup>.

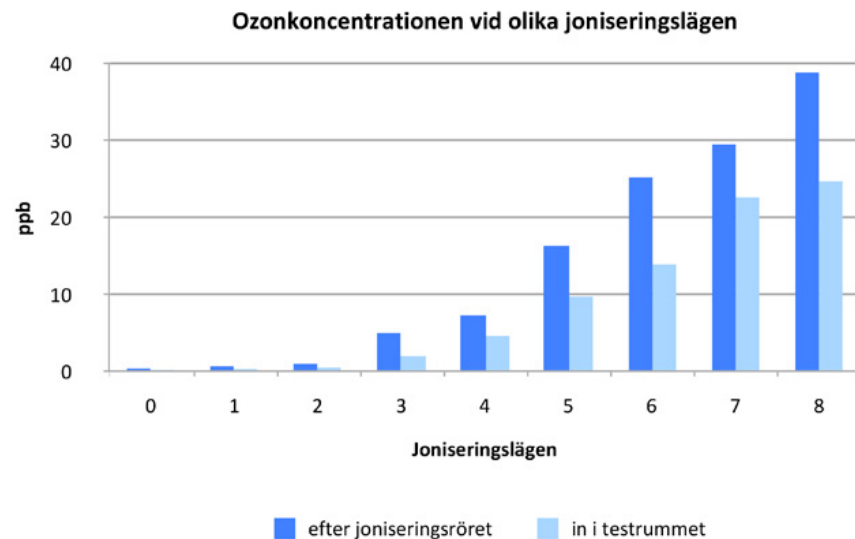
Jonkoncentrationen minskade med ökat avstånd från joniseringsaggregatet.

Resultatet visar att bildningen av joner ökar i proportion med spänningen över joniseringsröret. Halten joner minskar med ökat avstånd från joniseringsaggregatet, vilket kan bero på att de neutraliseras vid kollision med ventilationsrörets väggar eller med föroreningar i luften.



#### 4.2.2 OZON

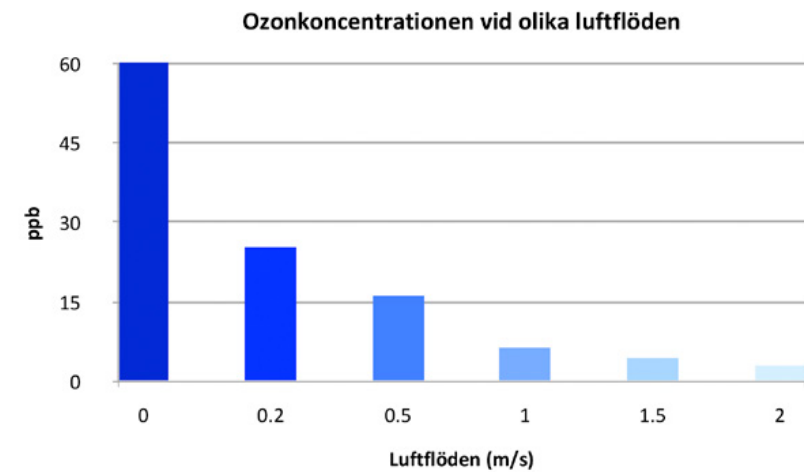
Ozonhalten i luften mättes vid olika joniseringslägen och på två olika ställen i testanläggningen; strax efter joniseringsröret och inne i testrummet. Mätningen är utförd med en lufthastighet  $\sim 1$  m/s över joniseringsröret.



*Figur 16.* Produktion av ozon ökar i proportion med spänningen över joniseringsröret. Vid läget 0 var joniseringsaggregatet avstängt. Bakgrundshalten ozon i filtrerad inomhusluft var 0,4 ppb. Ozonkoncentrationen var högre efter joniseringsröret jämfört med inne i testrummet.

Resultatet i figur 16 stöder tidigare resultat om att ozon bidrar i proportion till joniseringsspänningen. Ozonkoncentrationen kan alltså hållas låg genom att använda tillräckligt låg joniseringsspänning. Den mätta ozonkoncentrationen var lägre i testrummet jämfört med strax efter joniseringsröret. En del av ozonet förbrukas troligen genom reaktioner med kemiska föreningar eller vid kollision med ventilationsrörets väggar.

Lufthastigheten över joniseringsröret har en stor betydelse för den slutliga ozonhalten i inomhusluften. I figur 17 ses resultatet för ozonhalter mätta 20 cm från joniseringsröret vid varierande lufthastigheter över joniseringsröret. Koncentrationerna som presenteras är medeltal av mätvärden observerade under fem minuters tid.



*Figur 17.* Ozonhalten i luften är lägre vid högre lufthastigheter över joniseringsröret. Mätningarna är utförda med joniseringsläget 4. Ozonhalten mättes ca 20 cm från joniseringsröret då lufthastigheten över joniseringsröret varierades från 0-2 m/s. Resultaten är medeltal på värden mätta under fem minuters tid.

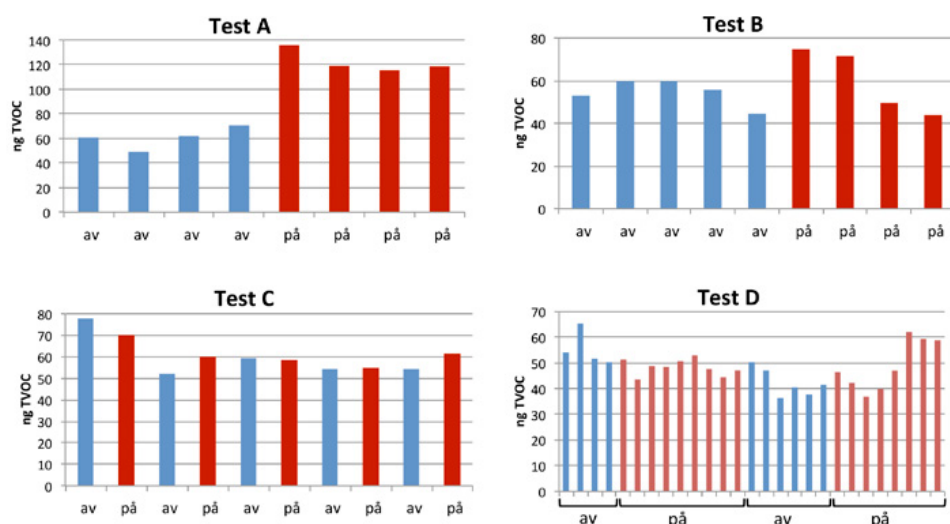
På basis av resultaten kan konstateras att det är ytterst viktigt att jonisering används endast med välfungerande ventilation, och att man bör bibehålla en tillräckligt hög lufthastighet över joniseringsrören. Risken för att bilda farligt höga ozonvärden finns, t.ex. vid för låga flöden eller avstannad ventilation. I stillastående luft steg ozonkoncentrationen snabbt till mycket höga värden ( $>2000$  ppb). Lägre ozonhalter vid högre lufthastigheter beror troligen främst på utspädning av ozonet som bildas.



## 4.2.3 JONISERINGENS EFFEKT PÅ VOC I LABORORIETESTER

Antydning om att jonisering påverkar koncentrationen hos vissa VOC i luften kunde observeras i testerna som utfördes med testanläggningen. Förändringarna var dock oftast små och resultaten kunde sällan upprepas från ett test till ett annat. Detta är inte överraskande eftersom testerna utfördes med föroreningskällor vars emissioner inte helt kunde kontrolleras. Både varierande testförhållanden samt problem med att erhålla tillräckligt höga VOC-koncentrationer i testrummet kan vara delorsaker till de svaga och varierande resultaten (se kapitel 5.1 *Om testförhållanden*). Resultaten som presenteras nedan är exempel på observationer från testerna.

TVOC-koncentrationer från fyra olika tester ses i figur 18. Under testerna provtogs VOC från testrummets frånluftskanal då jonisering var avslagen eller påslagen. Under testerna a och c läts laboratoriets inomhusluft flöda genom testrummet och under testerna b och d var föroreningskällan i testrummet en fuktskadad linoleum-matta.



Figur 18 a-d. Figurerna visar TVOC-koncentrationer vid fyra olika tester.

VOC-mätningen är utförd i testkammarens frånluft då jonisering var av (blåa staplar) och på (röda staplar). Test A och C utfördes med laboratoriets inomhusluft medan test B och D utfördes med en fuktskadad linoleummatta i testrummet. Ozonkoncentrationen under testerna ses i tabellen till höger.

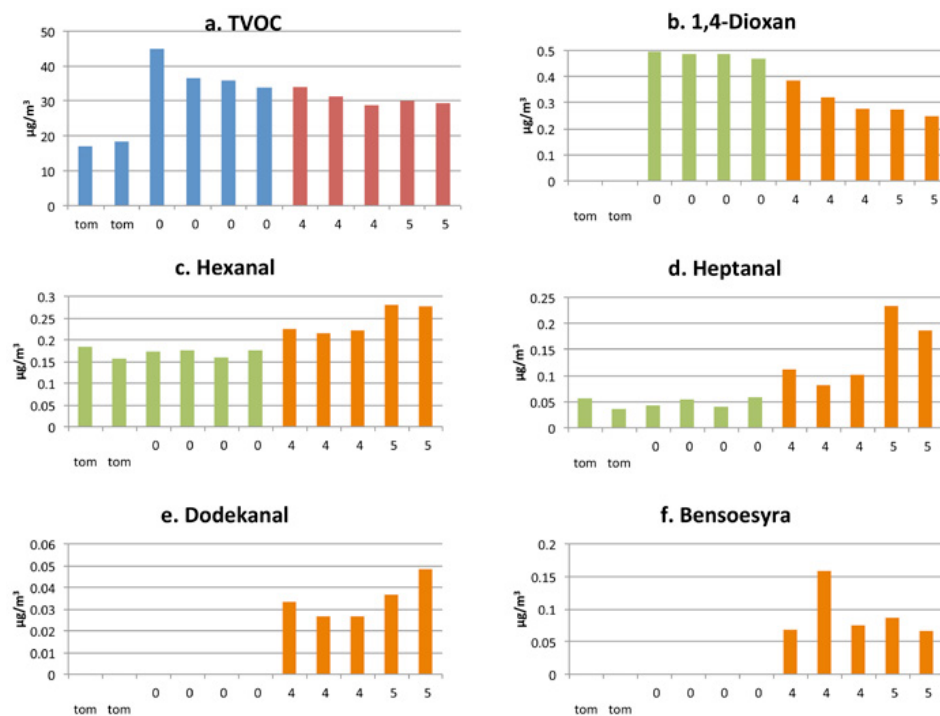
Tabell 2. Ozonkoncentrationen under testerna.

Test	av (ppb)	på (ppb)
A	0-1	6-25
B	0-1	12-36
C	4-10	20-45
D	0-1	5-9

Av resultaten kan konstateras att den totala mängden VOC som detekteras inte minskade vid jonisering under testerna. Tvärtom kunde en tillfällig ökning av TVOC-koncentrationer efter påslagen jonisering observeras i testerna a och b. Eftersom VOC i test A härstammade från vanlig inomhusluft är det möjligt att en snabb förändring i inomhusmiljön orsakat ökningen, men eftersom flera av de enskilda VOC som ökade var oxidativa nedbrytningsprodukter misstänks effekten ha orsakats av kemiska reaktioner.

Då jonisering var påslaget steg ozonkoncentrationen i luften under de flesta testerna. Det är således möjligt att ozon orsakat åtminstone en del av de förändringar som kunde ses. Att ozonkoncentrationer steg under testerna berodde delvis på testanläggningens uppbyggnad. Efter modifikation av anläggningen kunde testförhållanden skapas där ozonkoncentrationen hölls låga (<10 ppb) (se kapitel 5.1).

Under ett test placerades petriskålar med vattenbaserad målarfärg i testrummet för att se huruvida jonisering förändrade VOC som emitterades från målarfärgen. Resultatet från testet ses i figur 19. Då luften joniserades kunde bland annat en ökning av koncentrationen hos hexanal, heptanal, dodekanal och bensoesyra observeras. Eftersom koncentrationer hos dessa föreningar inte påverkades av målarfärgen, d.v.s. bakgrundskoncentrationen i det tomma testrummet var på samma nivå som efter att målarfärgen placerats i rummet, kan antas att förhöjningen som ses inte beror på primära emissioner från målarfärgen.



Figur 19 a-f. Resultat från ett test där föroreningskällan i testrummet var vattenbaserad målarfärg. VOC mättes då testrummet var tomt (tom) och då det fanns målarfärg i testrummet och jonisering var av (o) och på vid olika joniseringslägen (4 och 5). Figur (a) visar TVOC koncentrationerna under testet och figurerna (b) - (f) exempel på VOC vars koncentration i luften minskade eller ökade under testet. Ozonkoncentrationen under testerna var 0 ppb (av) och 6-17 ppb (på).

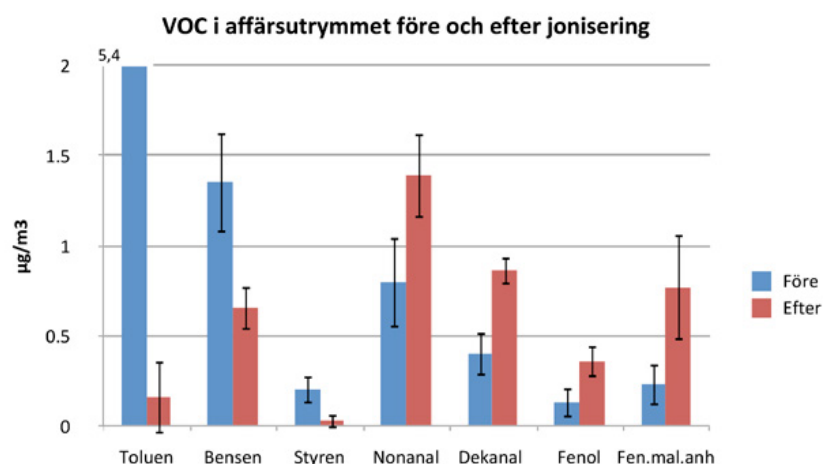
Eftersom koncentrationen hos de flesta VOC sjönk stadigt under testet, var det svårt att urskilja om en del av minskningen i koncentrationen berott på jonisering, eller endast på minskande emissioner. En stadig minskning i koncentrationen hos flera föreningar under testet, som även kan ses i TVOC-koncentrationerna (figur 19 a), kan ha orsakats av att målarfärgens emissioner inte var konstanta utan avtog med tiden. Därför är det

oklart huruvida koncentrationen hos till exempel 1,4-dioxan i figur 19 b minskade på grund av jonisering, eller endast av en avtagande emission. En förändring i koncentrationen hos enskilda VOC, som kunde synbart kopplas till jonisering, kunde observeras endast hos ett tiotal av alla 127 VOC som detekterades i luften under testet.

En ökning i koncentrationen hos en eller flera alifatiska aldehyder (pentanal - dodekanal) i joniserad luft, jämfört med då jonisering var avslaget, kunde observeras i de flesta tester under studien. Det är välkänt att aldehyder bildas vid oxidativ nedbrytning av VOC. Alifatiska aldehyder bildas bl.a. vid oxidering av fettsyror med ozon. Källor till fettsyror under laboratorietesterna kan ha varit orenheter, liksom smörjmedel i testanläggningens ventilationsrör. Huruvida ökningen i aldehydkoncentrationerna i luften under testerna berodde på oxidativ nedbrytning med endast ozon, joner eller både och, förblir dock oklart.

#### 4.2.4 JONISERINGENS EFFEKT PÅ VOC I ETT AFFÄRSUTRYMME

Vid jämförelse av VOC-prover tagna före och efter installation av jonisering i byggnaden kunde en tydlig skillnad i koncentrationen hos vissa enskilda föreningar ses. Halterna av bl.a. toluen, bensen, styren, limonen och naftalen var betydligt lägre i de prover som tagits efter installerad jonisering, medan halten av föreningar liksom nonanal, dekanal, fenol, fenylmaleinsyraanhydrid och bensylalkohol ökade i dessa prover. Resultatet för flera av dessa föreningar ses i figur 20.



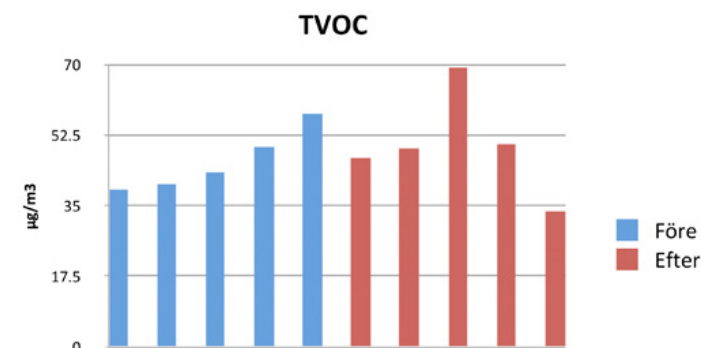
Figur 20. VOC vars koncentrationer mest tydligt antingen ökade eller minskade efter att jonisering installerades i affärslokalen var; toluen, bensen, styren, nonanal, dekanal, fenol och fenylmaleinsyraanhydrid. Halterna anges i toluenekvivalenter. Spridningen av mätvärden anges som standardavvikelsen.

Det fanns en avsevärt lägre koncentration av toluen i prover tagna efter att jonisering installerats. I inomhusluften härstammar VOC som toluen, bensen och naftalen ofta från utomhusluftens biltrafikutsläpp. Eftersom kontorsutrymmet ligger i Vasa centrum är det sannolikt att en stor källa till dessa föreningar i inomhusluften är utomhusluften. Ventilationsfilter byttes i samband med installering av jonisering och det är sannolikt att det bidrog till att halterna av bl.a. toluen och bensen i inomhusluften minskade. Huruvida, eller till hur stor andel, jonisering påverkat förändringen i halten hos dessa föreningar förblir därför oklart.

Ökningen av koncentrationen hos aldehyder kan tyda på oxidativ nedbrytning av VOC i inomhusmiljön. Aldehyder liksom nonanal och dekanal bildas vid oxidativ nedbrytning av bl.a. omättade fettsyror. Provtagningen av VOC i affärsutrymmet utfördes dock utan skyddsror, vilket ökar osäkerheten huruvida aldehyderna verkligen härstammar från kemiska reaktioner i inomhusmiljön, eller enbart från nedbrytning i

provtagningsrören. Ökningen av koncentrationen fenylmaleinsyraanhydrid kan även den antyda artefaktbildning eftersom Clausen och Wolkoff (1994) antydde att det är en bra indikator på att Tenax TA exponerats för ozon under provtagning. Även resultatet för styren kan ha påverkats av att inget skyddsror används under provtagning (figur 13c). Huruvida ozonkoncentrationen i luften var högre då luften joniserades, jämfört med före installation, är dock okänt.

På grund av bristande kontroll av förhållanden under mätningarna kan man tyvärr endast spekulera kring vilken andel av förändringen i luftens VOC som orsakades av jonisering. Eftersom utförandet av jämförelsen i affärsutrymmet var bristfällig kan inga långtgående slutsatser göras. Förutom en handfull föreningar vars koncentrationer förändrades tydligt efter installation av jonisering var VOC-koncentrationerna i utrymmet relativt stabila och ingen stor förändring av TVOC-koncentrationer kunde observeras (se figur 21).



Figur 21. TVOC-koncentrationerna i före och efter prov var i medeltal 46,0 µg/m<sup>3</sup> (+/- 7,7) respektive 49,8 µg/m<sup>3</sup> (+/-12,8).

## 5. Reflektioner

Ett av målen under studien var att försöka identifiera effekter av jonisering på luftens VOC under normala inomhusförhållanden. Enda konsekventa förändringen som kunde observeras under testerna var en ökning av alifatiska aldehyder i joniserad luft. Fenomenet kunde även observeras i mätningarna utförda i affärslokalen, där koncentrationer nonanal och dekanal var högre då inomhusluften joniserades jämfört med före jonisering. Antydning om att jonisering påverkar koncentrationen hos även andra VOC fanns i form av enstaka observationer, effekter som sedan oftast inte kunde noteras i upprepade tester. Eftersom en viss mängd (5-36 ppb) ozon bildades under testförhållanden är det oklart huruvida de förändringar man såg berodde på nedbrytning orsakad av ozon eller joner, eller av båda. Att jonisering effektivt skulle bryta ner VOC till koldioxid och vatten under normala inomhus förhållanden, som det ofta påstås vid marknadsföring av jonisering, verkar inte troligt utifrån resultaten i denna studie.

De varierande och svaga förändringarna av VOC under testerna kan delvis bero på de experimentella förhållandena. Testerna utfördes med relativt höga luftflöden genom testrummet och med naturligt varierande föroreningskällor eller vanlig inomhusluft. Jonisering renar luften genom mekanismer som troligen påverkas mycket av koncentrationen av föroreningar och luftens fysikaliska förhållanden, såsom luftfuktighet och temperatur. Att dessa faktorer inte kunde kontrolleras under testerna bidrog antagligen till de varierande resultaten.

Även om fenomenet med ozonets störande egenskaper vid provtagning var känt redan i början av studien blev beslutet om användning av skyddsror en tidskrävande process. Resultaten visar tydligt att det var nödvändigt att använda skyddsror vid provtagning av ozonhaltig joniserad luft för att få pålitliga resultat. Felresultat uppstod vid ozonkoncentrationer jämförbara med vanliga inomhus- och utomhuskoncentrationer (<50 ppb). Huruvida andra reaktiva syremolekyler, liksom radikaler, hade en inverkan på resultaten är okänt. Det är dock viktigt att alla som i sitt arbete hanterar VOC-resultat inser mätningens svagheter, men fenomenet är speciellt viktigt att beakta i sådan forskning och vid sådana jämförelsestudier där ozonkoncentrationen i luften varierar.

Ett annat viktigt mål med studien var att undersöka teknikens egenskap att bilda ozon som biprodukt. Resultaten stöder tidigare studier om att mera ozon bildas vid högre joniseringsspänningar än vid lägre. Användning av tillräckligt låg joniseringsspänning kombinerat med tillräckligt höga luftflöden i ventilationssystemet ger en mycket låg, nära till obefintlig, ozonkoncentration i inomhusluften. Man bör dock notera risken med att bilda ohälsosamt höga ozonhalter med den här tekniken, och därför borde en bättre kontroll av ozonhalterna vid användningen av jonisering vara ett krav. Det är viktigt att notera att man inte kan, på basen av resultat i den här studien, dra slutsatser om jon- och ozonbildning hos andra typer av joniseringsapparater, vars jonkällor och spridning av joner kan vara helt annorlunda.

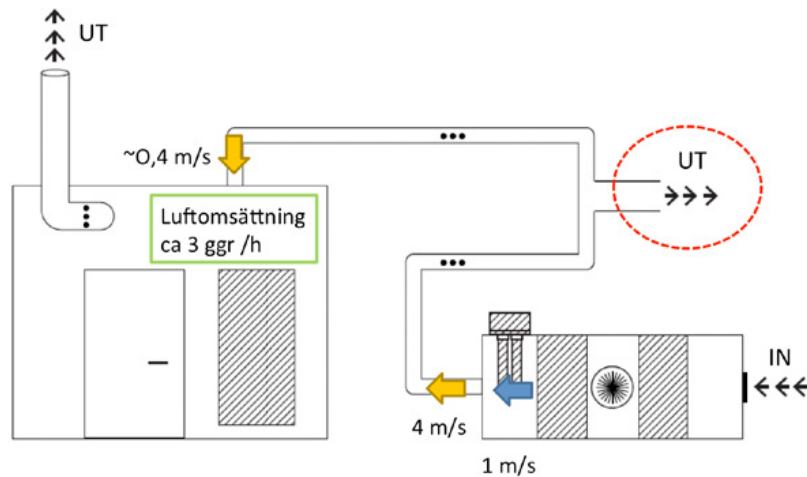
### 5.1 OM TESTFÖRHÅLLANDEN

Tidigare studier i vilka joniseringens effekter på VOC undersökts har utförts i testförhållanden med syntetisk luft, kontrollerade förhållanden och på enskilda föreningar. I verkligheten exponeras luftreningstekniken för hundratals olika kemiska föroreningar i olika koncentrationer och under olika förhållanden, liksom varierande temperatur och luftfuktighet, och allt kan påverka luftrenarens prestanda. I denna studie låg intresset i att se huruvida man kan se förändringar i VOC-koncentrationerna i vanlig inomhusluft vid jonisering.

Koncentrationen av VOC i testrummet höjdes med olika 'naturliga' föroreningskällor (bl.a. målarfärg, biologiskt avfall och skadad linoleum-matta). Det var dock svårt att skapa en stabil koncentrationer av VOC i testrummet eftersom emissionerna från dylika källor inte helt kan kontrolleras. En relativt hög luftomsättning i testrummet gjorde även att koncentrationen hos VOC inte blev speciellt höga. Till exempel i testet med målarfärg som föroreningskälla höjdes TVOC koncentrationen med 10-20 µg/m<sup>3</sup> (se figur 19 a). Testförhållanden kan ha en stor inverkan på resultatet då man undersöker kemiska fenomen.

Testanläggningen modifierades för att hålla ozonkoncentrationen och luftomsättningen i testrummet låga. Joniseringsaggregatet var installerat i en ventilationslåda vilket gjorde att lufthastigheten över joniseringsröret blev låg jämfört med luftflödet i ventilationskanalen som förde luften in i testrummet. Då lufthastigheten över joni-

seringsröret var ca 1 m/s var lufthastigheten i ventilationskanalen ca 4 m/s, vilket orsakade mycket hög luftomsättning i testrummet. Vid en lägre lufthastighet än 1 m/s över joniseringsröret blev ozonkoncentrationen i rummet däremot oönskat hög. För att åtgärda detta utfördes en modifikation varvid ventilationskanalen delades så att luftflödet in till testrummet blev ungefär 10 ggr lägre (0,4 m/s), och luftomsättningen en acceptabel 3 ggr/h (se figur 22). Ett alternativ för att lösa problemet kunde även ha varit att installera om joniseringsaggregatet i ventilationskanalen där lufthastigheten var högre än i lådan.



Figur 22. Testanläggningen modifierades (se vid röda cirkeln) för att kunna hålla både ozonkoncentrationerna och luftomsättningen i testrummet låga. Ett luftflöde  $\geq 1$  m/s över joniseringsröret var nödvändigt för att hålla ozonkoncentrationen i luften låg ( $<10$  ppb).

Upplägget för mätningarna i affärsutrymmet var inte optimalt eftersom flera faktorer, andra än jonisering, kan ha påverkat resultatet. Största källorna till osäkerhet medförde förändringarna av ventilationsförhållanden i samband med installation och provtagning av VOC utan skyddsror. Även om verklig inomhusmiljö medför flera osäkerhetsfaktorer vore det ändå intressant att vidare undersöka hur jonisering påverkar luften i verkliga förhållanden. Man kunde få mera informativa resultat genom att ha en

bättre kontroll av ventilationsflöden, med konsekvent provtagning med skyddsror och genom att mäta även andra föroreningar såsom ozon och partiklar.

## 5.2 VENTILATIONENS ROLL VID JONISERING

Ventilationens betydelse kan inte understrykas nog då det gäller bra luftkvalitet. Ett tillräckligt luftombyte för effektivt bort föroreningar från inomhusluften och en tillräcklig filtrering av uteluften säkrar att ren luft tillförs byggnaden. Välfungerande och tillräcklig ventilation bidrar även till mindre reaktivitet och färre ackumulering av reaktionsprodukter i luften. Resultaten visar att det är speciellt viktigt att man vid användningen av joniseringsteknik har en välfungerande ventilation. Felaktig användning av jonisering, liksom användning i kombination med bristfällig luftomväxling och en för hög joniseringsspänning, kan till och med försämra kvaliteten på inomhusluften genom att höja ozonkoncentrationen inomhus.

Användning av automatiska regulatorer och/eller avbrytare kopplade till ventilationssystemet så att joniseringsaggregatet stängs av vid störningar i ventilationssystemet, eller då luftmängderna minskar, borde vara ett krav.

## 5.3 JONISERING KONTRA OZONERING

Jonisering förväxlas ofta med ozonering, en luftreningsmetod där man höjer ozonkoncentrationen i inomhusluften så mycket att kemiska föroreningar bryts ner genom kraftig oxidation med ozon. Tekniken används främst för sanering av kraftigt förorenade utrymmen men på grund av ozonets hälsorisker kan människor inte vistas i utrymmen under behandlingen. Vid jonisering strävar man däremot (oftast) till att undvika bildningen av ozon och i stället höja jonkoncentrationen. Joner i sig utgör enligt dagens kunskap ingen fara för hälsan, tvärtom finns det studier som antyder att joner har en positiv effekt på människors hälsa. Eftersom dessa två luftreningsmetoder och deras funktioner bygger på liknande teknik är det dock troligt att de överlappar varandra, det vill säga att det vid jonisering bildas ozon och vid ozonering bildas joner.

De låga halterna ozon som bildas vid jonisering kan ha en roll i luftreningsmekanismerna. Fan m.fl. (2002) visade att negativa joner och små koncentrationer ozon

tillsammans dödade bakterierna mycket mera effektivt än varken negativa joner eller ozon gör var för sig. Frågan uppstår om det samma gäller för nedbrytning av VOC, d.v.s. att en effektiv nedbrytning kräver samverkan av ozon och negativa joner (t.ex. superoxid) för att mera effektivt bilda potenta oxidanter liksom  $\bullet\text{OH}$ .

Bristfällig kontroll över ozonbildning är en bidragande orsak till att joniserings-tekniken fått ett tvivelaktigt rykte. Eftersom jonisering, till skillnad från ozonering, ofta används i utrymmen var människor vistas är det ytterst viktigt att man utför noggrann kontroll över ozonbildningen. Kontinuerlig kontroll genom återkoppling till en ozonmätare och en avbrytare som automatisk stänger av joniseringsaggregatet vid förhöjda ozonkoncentrationer vore önskvärt.

#### 5.4 SAMMANFATTNING: ÄR JONISERING EN BRA LUFTRENINGSTEKNIK?

Jonisering är intressant luftreningsteknik, bl.a. på grund av dess förmåga att avlägsna partiklar, men det finns fortfarande många frågetecken gällande dess luftrenande mekanismer och effektivitet. Tidigare forskning visar att mekanismerna för jonernas luftrenande effekter existerar, men lämnar även mycket rum för spekulationer huruvida de sker tillräckligt effektivt för att ha en betydelse i verkliga förhållanden. Orsaken till detta är delvis att detaljerna i mekanismerna hur joner renar luften inte är helt klara, delvis att det är utmanande att undersöka tekniken på ett tillförlitligt sätt. Det finns många olika joniseringsmetoder och typer av applikationer, så resultaten från en viss joniserande luftrenare betyder inte nödvändigtvis att effekten är samma för en annan.

Huruvida jonisering är en bra luftreningsteknik kan inte entydigt besvaras. Effekten på inomhusluftens föroreningar kan bero på hur tekniken används, i vilka förhållanden och till vilket syfte. Några för- och nackdelar att beakta med rörjonisering är:

- + En energisnål teknik som utnyttjar det befintliga ventilationssystemet och som inte orsakar något tryckfall i ventilationsflöden. Med en installation kan man påverka stora utrymmen, t.o.m. hela byggnader.
- + Lämpar sig väl även som en tillfällig lösning, eftersom installationen kräver endast små ingrepp och joniseringsaggregatet är lätt att avlägsna.

- + Det finns en väldokumenterad förmåga hos jonisering att avlägsna partiklar ur luften. Det finns dock ett behov av att påvisa effekten i verkliga förhållanden, inte endast i laborietester. Fenomenet ökar behovet av städning då partiklarna deponeras på rummets ytor.
- Vid jonisering kan bildas ozon. Även om tekniken vid installation ställs in så att ingen, eller endast mycket låga koncentrationer bildas, finns ändå en risk att ändrade förhållanden, liksom störningar i ventilationsflöden, kan orsaka ackumulering av ozon i luften. Installation av tekniken bör utföras av en person med erfarenhet och insikt om rätt dimensionering och inställningar. En automatiserad återkoppling till ventilationsflöden samt regelbunden uppföljning av ozonkoncentrationer rekommenderas.
- Reningsmekanismerna är svåra att kontrollera. Teknikens luftrenande effekter baserar sig bl.a. på kemiska reaktioner som påverkas av reaktionsförhållanden liksom reaktionstid, koncentrationen av föroreningar, luftfuktighet och temperatur. Dessa faktorer är svåra att kontrollera i verkliga förhållanden. Det finns även en brist på dokumenterad kunskap om förhållanden under vilka jonisering fungerar optimalt.
- Det är oklart vad som händer med föroreningarna vid jonisering. Även om man genom mätningar kan konstatera att en förorening avlägsnas ur luften vet man litet om vad som händer med dem, t.ex. jämfört med ett filter på vilket föroreningarna fastnar. En kemisk förening kan till exempel vid nedbrytning bildas till flera nya produkter som inte nödvändigtvis kan detekteras med analysmetoder som används.

Det finns en brist på information om hur jonisering påverkar inomhuskvaliteten, både med tanke på föroreningar som kan mätas och människors upplevelser av luften. Eftersom människans upplevelse och välbefinnande är ett viktigt mått på inomhusluftens kvalitet, skulle det vara viktigt att i samband med fortsatta studier även ta med undersökning av användaråsikter och sensorisk analys som tillägg till de tekniska mätningarna. Ett exempel är lukt, som har en stor inverkan på hur vi upplever inom-

husluften, men som kan vara svår att mäta med tekniska metoder. Vår kunskap om reaktiv kemi i inomhusmiljön och dess påverkan på hälsan är begränsad, vilket utgör en utmaning för inomhusmiljöforskningen i framtiden. Bland annat skulle direkt mätning av mängden och typen aktiverade syremolekyler, liksom radikaler, som bildas vid jonisering ge mera information om teknikens potential att rena luften genom kemisk nedbrytning.

Vidare kan man konstatera att det är skäl att noggrant analysera behovet som jonisering ska svara mot och vilka resultat man kan uppnå med olika joniserande luftrenare innan man installerar dem.

## 6. Källförteckning

- Atkinson R, Aschmann SM (1993). Hydroxyl radical production from the gas-phase reactions of ozone with a series of alkenes under atmospheric conditions. *Environ Sci Technol*, 27 (7), 1357–1363.
- Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk JM, Boumghar A, Forastiere F, Forsberg B, Touloumi G, Schwartz J, Katsoyanni K (2001). Acute Effects of Particulate Air Pollution on Respiratory Admissions. *Am J Respir Crit Care Med*, 164 (10), 1860–1866.
- Berglund B, Johansson I, Lindvall TV (1993). Variability in VOC-concentrations over time in a large building and their relationship with some characteristics of the indoor environment. *Indoor Air '93, proceedings of the 6th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, 2, 21–26.
- Boghard M, Eklund P (1998). Effect of an ionizer on sub-micron particles in indoor air. *J Aerosol Sci*, 29(1), 1313–1314.
- Bonn B, Moorgat GK (2002). New particle formation during a- and b-pinene oxidation by O<sub>3</sub>, OH and NO<sub>3</sub>, and the influence of water vapour: particle size distribution studies. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2 (3), 183–196.
- Britigan N, Alshawa A, and Nizkorodov SA (2006). Quantification of ozone levels in indoor environments generated by ionization and ozonolysis air purifiers. *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 56, 601–610.
- Calogirou A, Larsen BR, Brussol C, Duane M, Kotzias D (1996). Decomposition of terpenes by ozone during sampling on Tenax. *Anal Chem*, 68, 1499–1506.
- Cao XL, Hewitt CN (1994). Study of the degradation by ozone of adsorbents and hydrocarbons adsorbed during the passive sampling of air. *Environ Sci Technol*, 28, 757–725.
- Carslaw N (2003). New directions: Where next with indoor air measurements? *Atmosph Env*, 37, 5645–5646.
- Carslaw N, Wolkoff P (2006). Guest Editorial. *Indoor Air*, 16, 4–6.



- Clausen PA, Wilkins CK, Wolkoff P, Nielsen GD (2001). Chemical and biological evaluation of a reaction mixture of R-(+)-limonene/ozone: formation of strong airway irritants. *Environ Int*, 26, 511–522.
- Clausen PA, Wolkoff P (1994). Degradation products of Tenax TA formed during sampling and thermal desorption analysis: indicators of reactive species indoors. *Atmos Environ*, 31, 715–725.
- Daniels SL (2002). On the ionization of air for removal of noxious effluvia (Air ionization of indoor environments for control of volatile and particulate contaminants with nonthermal plasmas generated by dielectric-barrier discharge). *IEEE Transactions on Plasma Science*, 30 (4), 1471–1481.
- Donaldson K, Brown D, Clouter A, Duffin R, Macnee W, Renwick L, Tran L, Stone V (2002). The pulmonary toxicology of ultrafine particles. *J Aerosol Med*, 15, 213–220.
- ECA, European Collaborative Action (2006). Report No 25: Strategies to determine and control the contributions of indoor air pollution to total inhalation exposure (STRATEX). [www.inive.org/medias/ECA/ECA\\_Report25](http://www.inive.org/medias/ECA/ECA_Report25)
- Fan L, Song J, Hildebrand PD, Forney CF (2002). Interaction of ozone and negative air ions to control micro-organisms. *Journal Appl Microbiol*, 93, 144–148.
- Fick J, Andersson B, Nilsson C (2004). Formation of oxidation products in a ventilation system. *Atmospheric Environment*, 38 (35), 5895–5899.
- Fick J, Pommer L, Andersson B, Nilsson C (2001). Ozone Removal in the Sampling of Parts per Billion Levels of Terpenoid Compounds: An Evaluation of Different Scrubber Materials. *Environ. Sci Technol*, 35 (7), 1458–1462.
- Fick J, Pommer L, Andersson B, Nilsson C (2002). A study of the gas-phase ozonolysis of terpenes: the impact of radicals formed during the reaction. *Atmospheric Environment*, 36 (20), 3299–3308.
- Fornof KT, Gilbert GO (1988). Stress and physiological, behavioral and performance patterns of children under varied air ion levels. *International Journal of Biometeorology*, 32 (4), 260–270.

- Glas B, Levin J-O, Stenberg B, Stenlund H, Sunesson A-L (2004). Variability of personal exposure in eight office buildings in Sweden. *J Exp Anal Environm Epidem*, 14, 49–57.
- Goldstein N, Arshavskaya, TV (1997). Is atmospheric superoxide vitally necessary? Accelerated death of animals in a quasi-neutral electric atmosphere. *Z Naturforsch C*, 52(5–6), 396–404.
- Goldstein NI, Goldstein RN, Merzlyak MN (1992). Negative air ions as a source of superoxide. *International Journal of Biometeorology*, 36 (2), 118–122.
- Goodman N (2006). The use of ionizers to destroy allergens: past, present and future research. *Int Arch Allergy Immunol*, 141, 311–312.
- Grabarczyk Z (2001). Effectiveness of indoor air cleaning with corona ionizers. *J Electrostat*, 51–52, 278–283.
- Graeffe G (1975). Ilman ionipitoisuus, LVI-lehti no. 5.
- Green TJ, Reeves CE, Fleming ZL, Brough N, Rickard AR, Bandy BJ, Monks PS, Penkett SA (2006). An improved dual channel PERCA instrument for atmospheric measurements of peroxy radicals. *J Environ Monit*, 8, 530–536.
- Grinshpun SA, Mainelis G, Reponen T, Willeke K, Trunov MA, Adhikari A (2001). Effect of wearable ionizers on the concentration of respirable airborne particles and microorganisms. *Journal of Aerosol Science*, 32, 335–336.
- Grinshpun SA, Adhikari A, Lee BU, Trunov M, Mainelis G, Yermakov M, Reponen T (2004). Indoor air pollution control through ionization. In *Air Pollution. Modeling, Monitoring and Management of Air Pollution*, Brebbia, C.A. (Ed.), WIT Press, Southampton, U.K., 689–704.
- Grinshpun SA, Mainelis G, Trunov M, Adhikari A, Reponen T, Willeke K (2005). Evaluation of ionic air purifiers for reducing an aerosol exposure in confined indoor spaces. *Indoor Air*, 15, 235–245.
- Groes L, Pejtersen J, Valbjørn O (1996). 'Perceptions and symptoms as a function of indoor environmental factors, personal factors and building characteristics in office buildings'. *Proceedings of the 7th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, 3, 237–242.

- Helmig D (1997). Ozone removal techniques in the sampling of atmospheric volatile organic trace gases. *Atmospheric Environment*, 31 (21), 3635–3651.
- Hirota K, Hakoda T, Arai, H, Hashimoto S (2002). Electron-beam decomposition of vaporized VOCs in air. *Radiation Physics and Chemistry*, 65 (4–5), 415–421.
- Hoffman T, Odtum JR, Bowman F, Collins D, Klockow D, Flagan RC, Seinfeldt JH (1997). Formation of Organic Aerosols from the Oxidation of Biogenic Hydrocarbons. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 26 (2), 189–222.
- Hyttinen M, Pasanen P, Kalliokoski P (2006). Removal of ozone on clean, dusty and sooty supply air filters. *Atmospheric Environment*, 40, 315–325.
- Ibald–Mulli A, Wichmann HE, Kreyling W, Peters A (2002). Epidemiological evidence of health effects on ultrafine particles. *J Aerosol Med*, 15, 189–201.
- Inghrosso G (2002). Free radical chemistry and its concern with indoor air quality: an open problem. *Microchem J*, 73, 221–236.
- Johnsen CR, Mosbech H, Heinig JH (1997). Can ionisers in bedrooms help asthmatics? *Indoor and Built Environment*, 6 (3), 174–178
- Johnson S, Hirvijärvi E (2011). Vaasan seudun ilmanlaatu vuonna 2010. Vaasan kaupungin ympäristöosasto, [www.vaasa.fi](http://www.vaasa.fi).
- Kellog EW, Yost MG, Barthakut N, Krueger AP (1979). Superoxide involvement in the bacterial effects of negative air ions on staphylococcus aureus. *Nature (London)*, 281, 400–401.
- Klenø J, Wolkoff P (2004). Changes in eye blink frequency as a measure of trigeminal stimulation by exposure to limonene oxidation products, isoprene oxidation products and nitrate radicals. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 77(4), 235–243.
- Kosenko EA, Kaminsky YG, Stavrovskaya IG, Sirota TV, Kondrashova MN (1997). The stimulatory effect of negative air ions and hydrogen peroxide on the activity of superoxide dismutase. *FEBS letters*, 410, 309–312.
- Kröling P (1985). Part C Natural and artificially produced air ions — A biologically relevant climate factor? *International Journal of Biometeorology*, 29 (3), 233–242.

- Krueger AP, Reed EJ (1976). Biological impact of small air ions. *Science*, 193, 1209–1213.
- Lambe AT, Zhang J, Sage AM, Donahue NM (2007). Controlled OH Radical Production via Ozone–Alkene Reactions for Use in Aerosol Aging Studies *Environ. Sci Technol*, 41 (7), 2357–2363.
- Lee BU, Yermakov M, Grinshpun SA (2004). Removal of fine and ultrafine particles from indoor air environments by the unipolar ion emission. *Atmos Environ*, 38, 4815–4823.
- Lee JH, Batterman SA, Jia C, Chernyak S (2006). Ozone artifact and carbonyl measurements using Tenax GR, Tenax TA, Carbopack B, and Carbopack X adsorbents. *J Air & Waste Manage*, 56, 1503–1517.
- Lehtimäki M, Graeffe G (1976). The effect of the ionization of air on aerosols in closed spaces. *Proceedings of the 3rd International Symposium on Contamination Control, Copenhagen*, 2, 370–82.
- Lehtimäki M, Graeffe G (1986). Measurement of air ions. *Environment International*, 12, 109–113.
- Liu L, Guo J, Li J, Sheng L (2000). The effect of wire heating and configuration on ozone emission in a negative ion generator. *Journal of Electrostatics*, 48 (2), 81–91.
- Long CM, Suh HH, Kobzik L, Catalano PJ, Ning YY, Koutrakis P (2001). A pilot investigation of the relative toxicity of indoor and outdoor fine particles: in vitro effects of endotoxin and other particulate properties. *Environ Health Perspect*. 109(10), 1019–1026.
- McCord JM, Keele BB, Fridovich I (1971). An enzyme-based theory of obligate anaerobiosis: the physiological Function of Superoxide Dismutase. *Proc Natl Acad Sci*, 68, 1024–1029.
- Meininghaus R, Kouniali A, Mandin C, Cicolella A (2003). Risk assessment of sensory irritants in indoor air—a case study in a French school. *Environment International*, 28 (7), 553–557.

- Mendell MJ, Heath GA. (2005). Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance? A critical review of the literature. *Indoor Air*, 15, 27–52.
- Nagato K, Matsui Y, Miyata T, Yamauchi T (2006) An analysis of the evolution of negative ions produced by a corona ionizer in air. *Int J Mass Spectrom*, 248, 142–147.
- Nazaroff W, Weschler CJ (2004). Cleaning products and air fresheners: exposure to primary and secondary air pollutants. *Atmospheric Environment*, 38 (18), 2841–2865.
- Niki H, Maker PD, Savage CM, Breitenbach LP, Hurley MD (1987). FTIR spectroscopic study of the mechanism for the gas–phase reaction between ozone and tetramethylethylene. *J Phys Chem*, 91(4), 941–946.
- Niu JL, Tung TCW, Burnett J (2001). Quantification of dust removal and ozone emission of ionizer air–cleaners by chamber testing. *J Electrostat*, 51–52, 20–24.
- Nøjgaard JK, Bilde M, Stenby C, Nielsen OJ, Wolkoff P (2006). The effect of nitrogen dioxide on particle formation during ozonolysis of two abundant monoterpenes indoors. *Atmospheric Environment*, 40 (6), 1030–1042.
- Pasanen A–L, Korpi A, Kasanen J–P, Pasanen P (1998). Critical aspects on the significance of microbial volatile metabolites as indoor air pollutants. *Environment International*, 24 (7), 703–712.
- Paz C (1997). Some consequences of ozone exposure on health. *Arch. med. Res*, 28(2), 163–70.
- Pope CA (2000). Review: Epidemiological basis for particulate air pollution health standards. *Aerosol Sci Technol*. 32, 4–14.
- Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long–term exposure to fine particulate air pollution. *J Am Med Assoc*, 287, 1132–1141.
- Pope CA, Dockery DW (2006). Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manage Assoc*, 56, 709–742.

- Rehbein N, Cooray V (2001). NOx production in spark and corona discharges. *Journal of Electrostatics*, 51–52, 333–339.
- Richardson G, Eick SA, Harwood DJ, Rosén KG, Dobbs F (2003). Negative air ionisation and the production of hydrogen peroxide. *Atmospheric Environment*, 37 (26), 3701–3706.
- Rickard AR, Johnson D, McGill CD, Marston G (1999). OH Yields in the Gas–Phase Reactions of Ozone with Alkenes. *J Phys Chem A*, 103 (38), 7656–7664.
- Salonen HJ, Pasanen A–L, Lappalainen SK, Riuttala HM, Tuomi TM, Pasanen PO, Bäck BC, Reijula KE (2009). Airborne concentrations of volatile organic compounds, formaldehyde and ammonia in Finnish office buildings with suspected indoor air problems. *J Occup Environ Hyg*, 6, 200–209.
- Sakata S, Okada T (1994). Effect of humidity on hydrated cluster–ion formation in a clean room corona discharge neutralizer. *Aerosol Sci*, 25, 879.
- Salisbury G, Monks PS, Bauguitte S, Bandy BJ, Penkett SA (2002). A Seasonal Comparison of the Ozone Photochemistry in Clean and Polluted Air Masses at Mace Head, Ireland. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 41(2), 163–187.
- Sarwar G, Corsia R, Kimuraa Y, Allena D, Weschler CJ (2002). Hydroxylradicals in indoor environments. *Atmospheric Env*, 36 (24), 3973–3988.
- Seinfeld JH, Pandis SN, (1998). *Atmospheric chemistry and physics*. John Wiley & Sons, New York.
- Shiue A, Hu S–C, Tu M–L (2011). Particles removal by negative air purifier in cleanroom. *Aerosol and Air Quality Research*, 11, 179–186.
- Sirota TV, Novoselov VI, Safronova VG, Yanin VA, Tsvetkov VD, Amelina SE, Lushnikova AL, Maltseva VN, Tikhonov VP, Kondrashova MN (2006). The Effect of Inhaled Air Ions Generated by Technical Ionizers and a Bioionizer on Rat Trachea Mucosa and the Phagocytic Activity of Blood Cells. *IEEE Transactions on Plasma Science*, 34 (4), 1351 – 1358.
- Skalny JD, Mikovincy T, Matejcik S, Mason NJ (2004). An analysis of mass spectrometric study of negative ions extracted from negative corona discharge in air. *Int J Mass Spectrom*, 233, 317–324.

- Socialstyrelsen, Sverige (2006). Kemiska ämnen i inomhusmiljön. Publicerad på www.socialstyrelsen.se, Artikelnr. 2006-123-38.
- Stenberg B (1994) Office Illness. The Worker, the Work and the Workplace. Umeå University Medical Dissertations, New Series No 399. Doctoral thesis, Umeå University. Solna: National Institute of Occupational Health.
- Subramanian P, Reynolds S, Breuer G, Whitten P (2000). Analysis of limonene as an indicator for the assessment of environmental air-quality and health symptoms in office buildings. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 35 (7), 999-1019.
- Sulman FG, Levy D, Lunken L, Pfeifer Y, Tal E (1978). Absence of harmful effects of protracted negative air ionization. *International Journal of Biometeorology*, 22 (1), 53-58.
- Sundell J (2004). On the history of indoor air quality and health. *Indoor Air*, 14, 51-58.
- Sundell J, Anderson B, Anderson K, Lindvall T (1993). Volatile Organic Compounds in Ventilating Air in Buildings at Different Sampling Points in the Buildings and their Relationship with the Prevalence of Occupant Symptoms. *Indoor Air*, 3(2), 82-93.
- Tanimura Y, Nakatsugawa N, Ota K, Hirotsuji J (1997). Inhibition of microbial growth using negative air ions. *J Antibact Antifung agents*, 25 (11), 625-631.
- Varga A (1981). *Grundzüge der Elektrobiologie*. 416 Seiten, Fischer-Verlag.
- Wallace L (1996). Indoors particles: a review. *Journal of the Air & waste management association*, 46, 98-126.
- Weschler CJ (2004). Chemical reactions among indoor pollutants: what we've learned in the new millennium. *Indoor Air*, 14, 184-194.
- Weschler CJ, Shields HC (1997). Potential reactions among indoor pollutants. *Atmospheric Environment*, 31 (21), 3487-3495.
- Weschler C, Shields H (2000). The influence of ventilation on reactions among indoor pollutants: modeling and experimental observations. *Indoor Air*, 10, 92-100.
- Weschler CJ (2000). Ozone in indoor environments: concentrations and chemistry. *Indoor Air*, 4, 269-288.

- Weschler CJ, Wells JR, Poppendieck D, Hubbard H, Pearce TA (2006). Workgroup report: Indoor chemistry and health. *Environmental Health Perspectives*, 114 (3), 442-446.
- Wilkins CK, Clausen PA, Wolkoff P, Larsen ST, Hammer M, Larsen K, Hansen V, Nielsen GD (2001). Formation of strong airway irritants in mixtures of isoprene/ozone and isoprene/ozone/nitrogen dioxide. *Environ Health Perspect*, 109, 937-941.
- Willers S, Andersson S, Andersson R, Grantén J, Verdrup C, Rosell L (1996). Sick Building Syndrome Symptoms among the Staff in Schools and Kindergartens: are the Levels of Volatile Organic Compounds and Carbon Dioxide Responsible? *Indoor and Built Environment*, 5 (4), 232-235.
- Wolkoff P, Clausen PA, Jensen B, Nielsen GD, Wilkins CK (1997). Are We Measuring the Relevant Indoor Pollutants? *Indoor Air*, 7 (2), 92-106.
- Wolkoff P, Clausen PA, Wilkins CK, Nielsen GD (2000). Formation of strong airway irritants in terpene/ozone mixtures. *Indoor air*, 10 (2), 82-91.
- Wolkoff P, Nielsen GD (2001). Organic compounds in indoor air—their relevance for perceived indoor air quality? *Atmospheric Environment*, 35 (26), 4407-4417.
- Wolkoff P (1999). How to measure and evaluate volatile organic compound emissions from building products. A perspective. *Sci Total Environ*, 227, 197-213.
- Wu CC, Lee GWM (2004). Oxidation of volatile organic compounds by negative air ions. *Atmospheric Environment*, 38 (37), 6287-6295.
- Yamada R, Yanoma S, Akaike M, Tsuburaya A, Sugimasa Y, Takemiya S, Motohashi H, Rino Y, Takanashi Y, Imad T (2006). Water-generated negative air ions activate NK cell and inhibit carcinogenesis in mice. *Cancer Letters*, 239 (2), 190-197.
- Yan K, Hui H, Cui M, Miao J, Wu X, Bao C, Li R (1998). Corona induced non-thermal plasmas: Fundamental study and industrial applications. *Journal of Electrostatics*, 44 (1-2), 17-39.



Ion generating air cleaners are commonly used in indoor environments to enhance air quality by removing smell, chemical compounds and particles from the air. The way ion generators affect air quality and their air cleaning efficiency are often questioned, partly because the mechanisms by which ions remove pollutants are complicated and poorly understood. Ion generating air cleaners have also been criticized for their ability to produce ozone as a byproduct.

This is a report about an ion generator and its ability to produce ozone and break down volatile organic compounds (VOC) in the air. The results show that although ozone concentrations can be maintained very low (<10 ppb) by using low ionization intensity and high ventilation rate, there is still a risk to produce unhealthy concentrations (>50 ppb). Results also indicate that ionization affects VOC, but the effects that could be seen were often small and inconsistent. Because small amounts of ozone were produced during ion generation it remains unclear whether the effects were caused by ions or ozone, or both. Sampling VOC in the presence of ozone distorted the results, thus a scrubber for removing ozone prior to sampling was tested and used during the study.

This study was part of a project called Kompetenscentrum Byggnad–Luftkvalitet–Hälsa 2 (KLUCK 2, 2008–2012) –a joint effort between Novia University of Applied Sciences in Vasa, Finland and Umeå University in Sweden to increase knowledge about indoor air–related problems. The project was financed by the European territorial Cooperation program Botnia–Atlantica, Regional Council of Ostrobothnia, County Administrative Board of Västerbotten, Novia University of Applied Sciences and Umeå University.



**Botnia-Atlantica**



EUROPEISKA UNIONEN  
Europeiska regionala  
utvecklingsfonden

Gränsöverskridande samarbete över fjäll och hav  
Meret, vuoret ja rajat ylittävä yhteistyö  
Grenseoverskridende samarbeid over fjell og hav  
Cross-border cooperation over mountain and sea

[www.botnia-atlantica.eu](http://www.botnia-atlantica.eu)



Länsstyrelsen  
Västerbotten



Österbottens förbund  
Pohjanmaan liitto



ISSN: 1799-4179

ISBN (online): 978-952-5839-45-6

**NOVIA**  
UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES