

Slitage av och partikelemissioner från betongbeläggning



Mats Gustafsson

Göran Blomqvist

Bengt-Åke Hultqvist

FÄRREJ SÖK

FÅR EJ SPRIDAS!

Innehåll

1	Bakgrund	4
2	Metod.....	5
2.1	Provvägsmaskin	5
2.2	Däck.....	5
2.3	Provade beläggningar.....	6
2.4	Slitagemätning	8
2.5	Partikelmätning	8
2.6	Grundämnessammansättning.....	10
2.7	PAH-analys.....	12
3	Resultat.....	13
3.1	Slitage.....	13
3.2	PM ₁₀	15
3.3	Analys av dubbutstickets inverkan på PM ₁₀ -halterna.....	17
3.4	Partikelantal	19
3.5	Storleksfördelningar	20
3.6	Grundämnessammansättning.....	24
3.7	PAH-innehåll.....	32
4	Diskussion	34
5	Slutsatser.....	37
6	Fortsatta studier.....	38
7	Referenser	39

FÄREJ SPRIDAS!

1 Bakgrund

Slitage av vägbeläggningar är en viktig källa till partikelföroreningar i väg- och gatumiljöer, särskilt i länder där dubbdäck används (Gustafsson m. fl., 2006). En möjlighet att minska emissionerna är att anpassa vägbeläggningars egenskaper. Under 2000-talet har ett flertal forskningsprojekt arbetat med att studera hur dels egenskaper hos vanliga asfaltsbeläggningar kan optimeras för minskad damning, men också hur alternativa beläggningstyper påverkar partikelemissionerna. Det huvudsakliga forskningsarbetet har utförts dels av VTI, dels av SLB-analys och Institutionen för tillämpad miljövetenskap vid Stockholms universitet och dessa forskningsresultat finns sammanställda i en rapport från Trafikverket (Gustafsson och Johansson, 2012) och delstudier finns även publicerade (Gustafsson m. fl., 2011a; Gustafsson m. fl., 2011b; Gustafsson m. fl., 2009; Johansson, 2011; Johansson m. fl., 2009). Generellt kan sägas att de egenskaper hos en beläggning som påverkar det totala slitaget också styr emissionen av PM_{10} . För vanliga asfaltsbeläggningar av typen ABS (asfaltsbetong, stenrik) är således största stenstorlek och stenens slitstyrka (mäts med kulkvarnsvärde) viktiga parametrar.

Då betongbeläggningar slits mindre än vanliga asfaltsbeläggningar (Wiman m. fl., 2009), kan man anta att emissionerna av inandningsbara partiklar också bör vara mindre än för en motsvarande asfaltsbeläggning. För att testa denna hypotes har, hittills, en studie utförts i fält med en instrumenterad mätbil, där partikelhalterna mäts bakom båda framhjulen (Johansson m.fl., 2009). Mätningar utfördes på en sträcka med betongbeläggning och en med asfaltsbeläggning på E4 i närheten av Uppsala. Studien konstaterade att betongen gav lägre emissioner än asfalten, trots att stenmaterialet i betongen hade sämre slitstyrka än det i asfalten. Den huvudsakliga datamängden inhämtades från höger körfält (K1), men i de mätningar som gjordes i vänster körfält visade det sig att förhållandena var omvända, det vill säga att betongen emitterade mer partiklar än asfalten. Man konstaterade att betydelsen av uppvirvling kontra direktmission bör utredas och att mer mätningar behövs för att belägga resultaten.

Föreliggande studie har tillkommit för att komplettera fältmätningarna med en studie där direktmissionen från betongbeläggning jämförs med den från en asfaltsbeläggning med motsvarande konstruktion och samma stenmaterial i en mer kontrollerad laboriemiljö.

Parallellt med jämförelsen av betong med asfalt, löpte ett projekt finansierat av SBUF under ledning av CBI Betonginstitutet, där en speciell variant av betong med inblandad titandioxid (TiO_2) kallad TiOmix provades. Då betongen i föreliggande projekt blev referens till TiOmix, bestämdes att resultaten lämpligen rapporteras tillsammans i föreliggande rapport och som del i CBI:s rapport till SBUF.

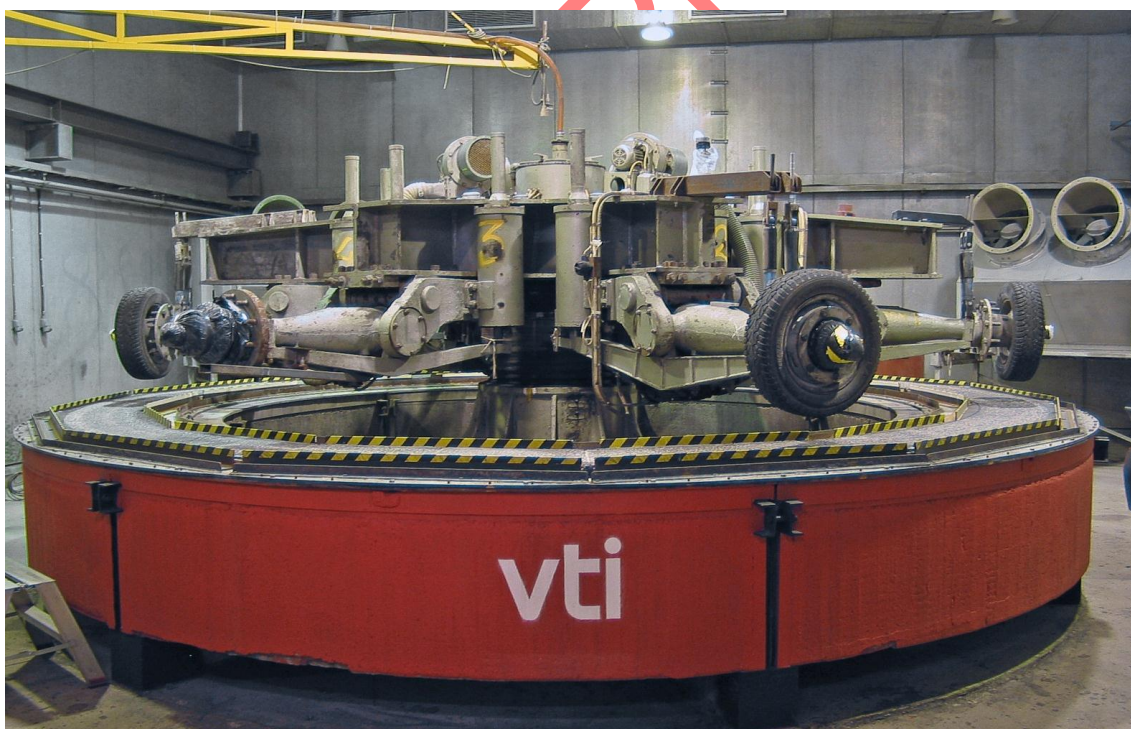
2 Metod

2.1 Provvägsmaskin

Projektet genomfördes med hjälp av VTI:s provvägsmaskin (PVM) (Figur 1). För att studera slitagepartiklarna separat, utan inblandning av partiklar från avgaser och andra antropogena och naturliga källor, krävs att partiklarna kan genereras och provtas i en miljö där andra källor är minimerade. Detta kunde åstadkommas genom att mätinstrumenten placerades i den slutna hallen runt VTI:s provvägsmaskin, som vanligtvis använts för att studera slitage av olika typer av vägbeläggningar och däck.

Provvägsmaskinen består av en cirkelrund 0,5 m bred bana med en omkrets av 16 m som kan beläggas med valfri vägbeläggning. Maskinen roterar kring en centralt placerad vertikal axel på vilken sex hjulaxlar är monterade. På dessa kan olika typer av däck monteras. Fyra av axlarna är i drift och drivs av elmotorer. Vid provning sänks hjulen ner mot banan till önskat axeltryck ställts in och hjulen driver sedan maskinen att rotera. Hastigheten kan varieras steglöst upp till 70 km/h. I hastigheter över 50 km/h kan en excentrerrörelse kopplas in vilket gör att hjulen inte kör i samma spår utan rör sig över nästan hela banbredden.

Beläggningsslitaget i provvägsmaskinen är accelererat ca 3–4 ggr i förhållande till vanlig väg på grund av den snäva roterande rörelsen (Torbjörn Jacobson, Trafikverket). Korrelationen med slitage på vanlig väg är dock hög.



Figur 1 Provvägsmaskinen.

2.2 Däck

Då beläggningar testas i PVM används ett referensdubbdäck (Nokian Hakkapeliitta 7). Däckets status och dubbutstick mäts mellan varje test för att kontrollera att egenskaperna är jämförbara inför varje nytt försök.

Före de egentliga testerna körs däcken in för att likna ett nytt, men inkört däck. Inkörning av däcken i PVM utfördes enligt VTI:s standardrutiner. För dubbdäck är det viktigt att dubben sätter sig ordentligt, medan det för samtliga däcktyper handlar om att, under normala temperaturförhållanden, slita bort den tunna skyddsfilm och de gummistrån som är kvar från tillverkningen innan testerna körs. Följande inkörningsrutin användes för dubbdäcken:

- Beläggning och däck kyls över natten till minusgrader.
- Kylanläggningen ska vara igång under inkörningen.
- Inkörningen utförs på torr beläggning
- Hjullast: 450 kg.
- Lufttryck: 2,5 bar
- Körschema
 1. 20 km/h 1 tim utan excenterrörelse
 2. 30 km/h 1 tim utan excenterrörelse
 3. 50 km/h 4 tim med excenterrörelse
 4. 60 km/h 2 tim med excenterrörelse
- Beläggningstemperaturen bör ej överstiga 0°C under inkörning.

2.3 Provade beläggningar

Beläggningsskivorna med referensbetong har tillverkats vid Betongindustris betonglaboratorium i Linköping medan skivorna med TiOmix-betong tillverkades vid Cementa betonglaboratorium i Slite. Betongsammansättningen har i båda fallen följt det recept som användes för betongvägen på E4 vid Uppsala. Hållfasthetsklassen är C60/70, största stenstorlek är 16 mm och stenmaterialet är granit från Hovgården, Uppsala med kulkvarnsvärde ca 6.

Till en ring i provvägsmaskinen behövs 28 beläggningsskivor. Betongen blandades vid respektive laboratorium och gjöts i förtillverkade träformar. Vid Betongindustri användes en mindre blandare så att en sats blandades till varje betongskiva. Vid Cementa användes en större blandare så att varje sats räckte till flera skivor. Efter gjutning och komprimering avjämnades ytan. För att erhålla en beläggningssyta med frilagd ballast sprayades retarder över ytan. Dagen efter borstades finmaterialet bort från ytan så att de grova stenarna frilades.

I ett anslutande projekt, TiOfield, finansierat av Cementa och SBUF, studerades en betongbeläggning med inblandad titandioxid TiO_2 , som går under produktnamnet TiOmix. TiOmix-betongen innehöll 25 kg TiOmix per m^3 betong. TiOmix ersatte 12,5 kg cement och 12,5 kg fingrus (0/4 mm) vid blandningen. I detta projekt användes ovanstående betongbeläggning som referens.

Som asfaltsreferens till båda ovanstående betongbeläggningar användes en ABS16 (asfaltsbetong, stenrik) med samma stenmaterial som i betongbeläggningarna.

För att studera huruvida partikelemissionerna skiljer sig åt vid i ett tidigt stadium av inslitning och efter det att beläggningen slitits mer omfattande utfördes två partikeltester på betongbeläggningarna. En efter den inledande inslitningen och en efter ett slitagetest, där beläggningarna slits med dubbdäck under fuktiga förhållanden i 70 km h^{-1} i ca 300 000 varv.



Figur 2 Betongbelägning.



Figur 3 TiOmix-belägning



Figur 4 Referensbeläggning ABS16

2.4 Slitagemätning

Undersökningen har i stort sett följt den europametod för slitageprovning av betongbeläggning som har tagits fram vid VTI (EN 13863-5). I metoden monteras 28 beläggingssegment i provvägsmaskinen som sedan trafikeras med 4 dubbdäck. Varje beläggingssegment har storleken 600 x 700 mm och tjockleken ca 50 mm. Banans diameter är 5,25 m. Dubbdäcken har dimensionen 195/60 R15. Hjulasten är 450 kg och lufttrycket 0,2 MPa. Varje däck har 90 dubbar med en vikt av 0,8 g. Hastigheten är 70 km/h.

Beläggingsplattornas slitstyrka har provats genom att dubbdäcken har rullat över beläggningen. Provningsen har utförts både på torr och våt beläggningssyta.

Provningsen följer ett fastställt program med växelvisa perioder torrslitage och våtslitage. Varje period är 30 000 varv. Efter varje period mäts slitaget. Slitageutvecklingen redovisas i diagram med antal varv på horisontella axeln och slitaget i mm på vertikala axeln. Normalt slits beläggningen mer när beläggningen är våt än när den är torr. Detta kan utläsas i diagrammet.

2.5 Partikelmätning

Varje test genomfördes enligt ett standardiserat körschema i PVM (Tabell 1). Mellan varje test rengörs hela PVM-hallen på ett standardiserat sätt som innebär att alla ytor (golv, väggar, tak och maskin) spolats rena med högtryckstvätt (Figur 5).



Figur 5 Tvättning av PVM-hallen.

Tabell 1 Körschema för PVM.

Hastighet (km/h)	Tid	Excenterrörelse	Filtrering/fläkt
30	1 tim 30 min	Nej	Nej
50	1 tim 30 min	Ja	Nej
70	2 tim	Ja	Nej
70	1 tim	Ja	Ja

Hallen tempererades till under 0°C för att simulera vinterkyla.

För sommardäcken valdes att starta försöken vid lufttemperaturen 15°C. Denna temperatur var ej lika känslig för yttre temperaturer utan kunde ställas in med en noggrannhet på $\pm 2^\circ\text{C}$.

Liksom vid inkörning av däcken används 2,5 bars lufttryck i däcken och en axellast på 450 kg.

Fyra olika instrumenttyper användes för att mäta inandningsbara partiklar. Dessa beskrivs översiktligt nedan.

- *Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM)*

Instrumentet bygger på gravimetrisk mätning och ger ett värde var femte minut för masskoncentration PM_{10} . Metoden är en referensmetod inom EU.

Mätnoggrannheten är 0,75 %. TEOM-instrumentet var placerat inuti ett klimatskåp och insuget ovanpå samma skåp, på ca 2,5 m över golvet.

- *DustTrak (DT)*

Ett instrument som mäter partiklars optiska spridningsegenskaper och via fabrikskalibrering omvandlas uppmätt ljusspridning till en partikelmasskoncentration. Instrumentet kan förses med föravskiljare så att PM_{2,5} eller PM₁₀ sugas in i instrumentet. Två DustTrak användes vid undersökningen; det ena för masskoncentration PM_{2,5} och det andra för masskoncentration PM₁₀. Tidsupplösningen för båda var tre sekunder. Mätnoggrannheten för DustTrak är ±1 % av avläst värde eller ±0,001 mg m⁻³, beroende av vilket värde som är störst. DustTrak-instrumenten placerades på ca 2 m från provvägsmaskinens bana och insugen ca 2 m över golvet.

- *Aerodynamic Particle Sizer (APS)* och *Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)*

Instrumenten mäter tillsammans antalsfördelningen i storleksintervallet 7 nm till 18 µm. SMPS mäter i intervallet 7–300 nm eller 16–750 nm och mätresultatet presenteras som antalsfördelning, medan grövre partiklar mäts med APS i intervallet 0,5–20 µm och presenteras som massfördelning (APS). Detta beror på att submikrona partiklar bäst representeras av antal då de har mycket låg massa i relation till den grova partikelfraktion. I omräkning från antal till massa används en partikeldensitet på 2 800 kg m⁻³ för partiklar > 0,5 µm och för mindre partiklar en partikeldensitet på 1 000 kg m⁻³. För APS:en har även densiteten 2 800 kg m⁻³ använts för den så kallade Stokeskorrigeringen, som justerar APS:ens överskattning av partikelstorlek då partikeldensiteten är betydligt större än 1 000 kg m⁻³. Insuget till APS placerades ca 2 m från banan och 2 m över golvet. SMPS var placerad utanför hallen och luften leddes in via ett kopparrör som mynnade ca 3 m från banan och 1,5 m över golvet.

Partiklar har även provtagits med kaskadimpaktor (Dekati SDI). Denna delar upp insamlade partiklar i 12 olika steg mellan 0,04 och 12 µm. För varje steg samlas partiklarna på ett insamlingsfilter belagt med klabbig yta och sedan görs en bestämning av partiklarnas kemiska grundämnessammansättning med hjälp av PIXE.

För PM₁₀-mätningar har insugsmunstycken speciellt designade för ändamålet använts för att erhålla korrekt provtagningseffektivitet av alla partikelstorlekar. Till TEOM, APS och kaskadimpaktor har PM₁₀-inlet (Ruprecht & Pataschnik) använts. APS och kaskadimpaktor har haft gemensamt PM₁₀-inlet och nedströms har uppdelning av luftflöden gjorts till de två instrumenten.

För att bestämma PM₁₀ är TEOM-mätningarna mest tillförlitliga. Information om partikelstorleksfördelning fås bäst från APS-mätningarna. Högst tidsupplösning av PM₁₀ ger DT. Kaskadimpaktormätningar ger också viss information om partikelstorleksfördelningen, fast med mycket sämre partikelstorleksupplösning. Filterprovtagningen med efterföljande analys ger information om elementsammansättningen. Partikelstorleksfördelningen för partiklar mindre än 1 µm erhålls av SMPS och kaskadimpaktor.

2.6 Grundämnessammansättning

Insamling av PM₁₀ för PIXE-analyser för att studera partiklarnas grundämnessammansättning gjordes med en 12-stegs kaskadimpaktor kopplad till samma PM₁₀-intag som

APS (Figur 6). Kaskadimpaktorn utnyttjar att partiklar med olika massa har olika stort rörelsemoment (kgm/s). Partiklar större (tyngre) än en viss diameter i ett visst flöde fortsätter i sin egen rörelseriktning, medan mindre partiklar följer flödesriktningen. Kaskadimpaktorn består av en serie dysor och impaktorytor konstruerade så att hastigheten hela tiden ökar och storleken på de partiklar som fångas upp genom impaktion på impaktorytan blir mindre.



Figur 6 En 12-steps kaskadimpaktorn (vid pilen) kopplad till APS-instrumentets PM_{10} -intag.

PIXE står för partikelinducerad röntgenstrålning (Particle Induced X-ray Emission) och är en metod för spårämnesanalys med mycket hög känslighet (Johansson m. fl., 1995). Den grundläggande principen för PIXE är att man accelererar laddade partiklar (här 2.55 MeV protoner) med hjälp av en accelerator och bestrålar provet. När jonerna träffar provet emitteras bland annat karakteristisk röntgenstrålning, som detekteras med en energiupplösande HPGe-röntgendetektor (Shariff m. fl., 2004). Strålningens energi avslöjar vilket grundämne som finns i provet, och antalet detekterade röntgenkvanta vid en viss energi ger mängden av grundämnet i provet (Van Grieken och Markowicz, 2001). Med PIXE kan man bestämma upp till 35 grundämnena samtidigt i mängder runt ett nanogram eller lägre för grundämnena med atomnummer (Z) större än 12.

2.7 PAH-analys

Vid tidigare tester med asfaltsbeläggningar har polyaromatiska kolväten (PAH) identifierats i såväl PM₁₀ som PM_{2,5}. Källan har inte kunna säkerställas, men antyder en starkare koppling till däck än till beläggningens bitumen, som är de två tänkbara källorna. Då betong saknar bitumen bedömdes det som intressant att analysera PAH i PM₁₀ vars förekomst i så fall bör kunna knytas till däcken.

Analyserna utfördes av IVL Svenska miljöinstitutet AB, som är av SWEDAC ackrediterat för analys av PAH. Partikelfiltren soxhletextraherades med aceton. Acetonextraktet späddes därefter med vatten och vätska/vätske-extraherades med en blandning av pentan/dietyler två gånger. Pentanextrakten slogs ihop för vidare upparbetning. För att avskilja PAH-fraktionen från ämnen som kan interferera vid den kromatografiska bestämningen, genomfördes en fraktionering av pentanextraktet på kiselgelkolonn.

En fraktion med alifatiska och aromatiska ämnen togs till vara. PAH-fraktionen fördes över till ett mer polärt lösningsmedel och analyserna utfördes på en vätskekromatograf HPLC (High-Performance Liquid Chromatography) försedd med en fluorescensdetektor (Varian Prostar363, programmerbart våglängdsschema för optimering av PAH-bestämning), med tillhörande pump (Varian Pro Star, M 240, Varian AB) samt en autosampler (Varian Pro Star, M 410, Varian AB). Kolonnen för bestämning av PAH var en reverserad fas kolonn från Chrompack. HP-LC systemet är kopplat till ett kromatografidatasystem från Varian AB.

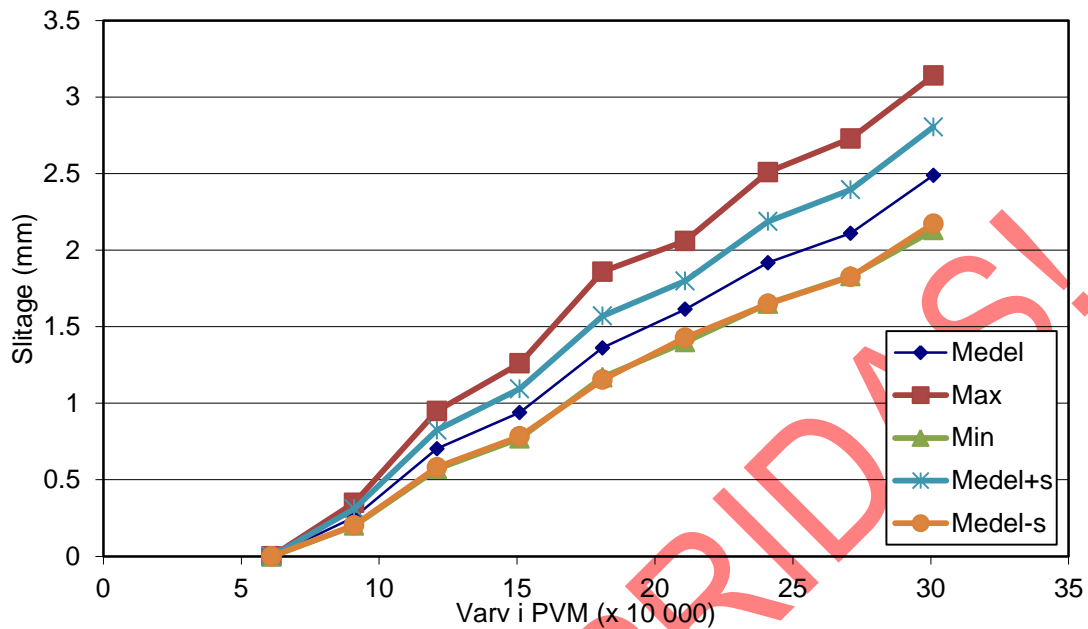
Bestämning av PAH genomfördes enligt en ackrediterad IVL-metod, förutom sista analyssteget för vilket metoden modifierats för att erhålla lägre detektionsgräns. Metoden innebär att en större mängd prov analyseras för att på så sätt uppnå en högre kvantifierbar mängd prov den s.k. "Large Injections"-metoden.

Renheten av de filter som användes för PAH-provtagning kontrollerades genom fältblanker. Eventuell kontaminering av proverna under upparbetningen kontrollerades genom att laboratorieblanker användes. Internstandard tillsattes till provextraktet i syfte att kontrollera upparbetningsförluster. Halterna av de olika komponenterna i proverna kvantifierades genom att utnyttja certifierade standarder. Den analytiska variationen bestämdes genom upprepade analyser av standarder.

3 Resultat

3.1 Slitage

I Figur 7 visas resultatet från slitageprovningen för referensbetongen.

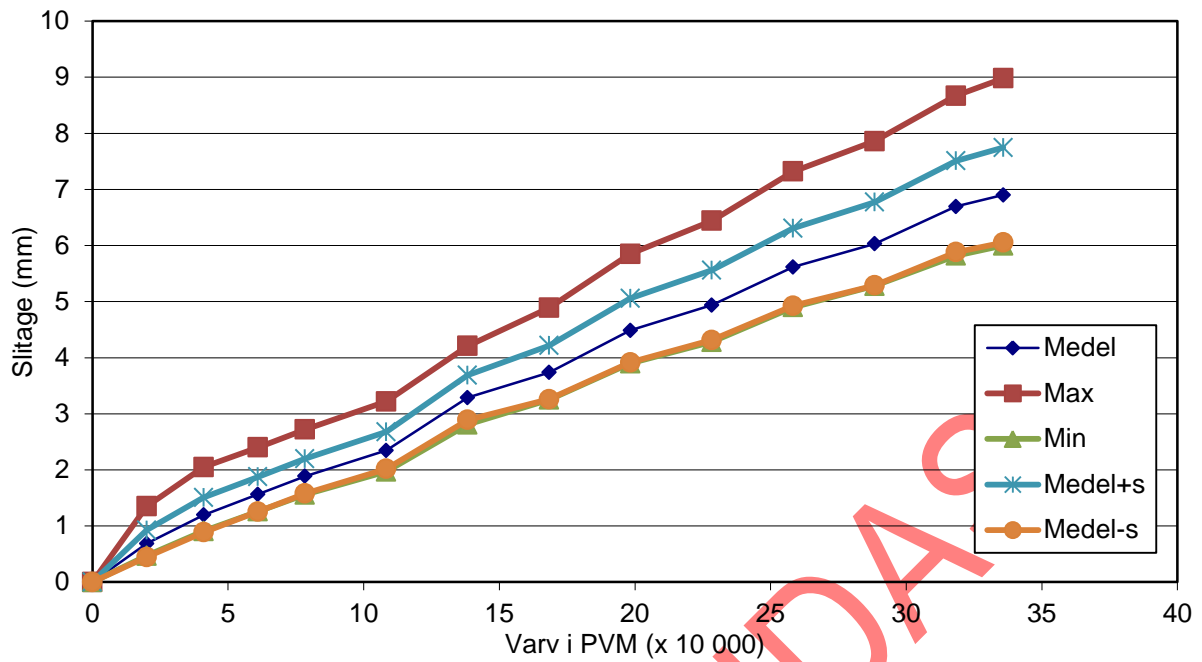


Figur 7. Slitageutveckling för referensbetongen.

Av diagrammet framgår att medelslitaget ökar med 2,5 mm i intervallet 60 000 – 300 000 varv. I intervallet 0 – 60 000 varv registreras inget slitage på grund av fel i mätutrustningen.

Diagrammet visar också att slitaget är betydligt större på våt beläggning än på torr beläggning.

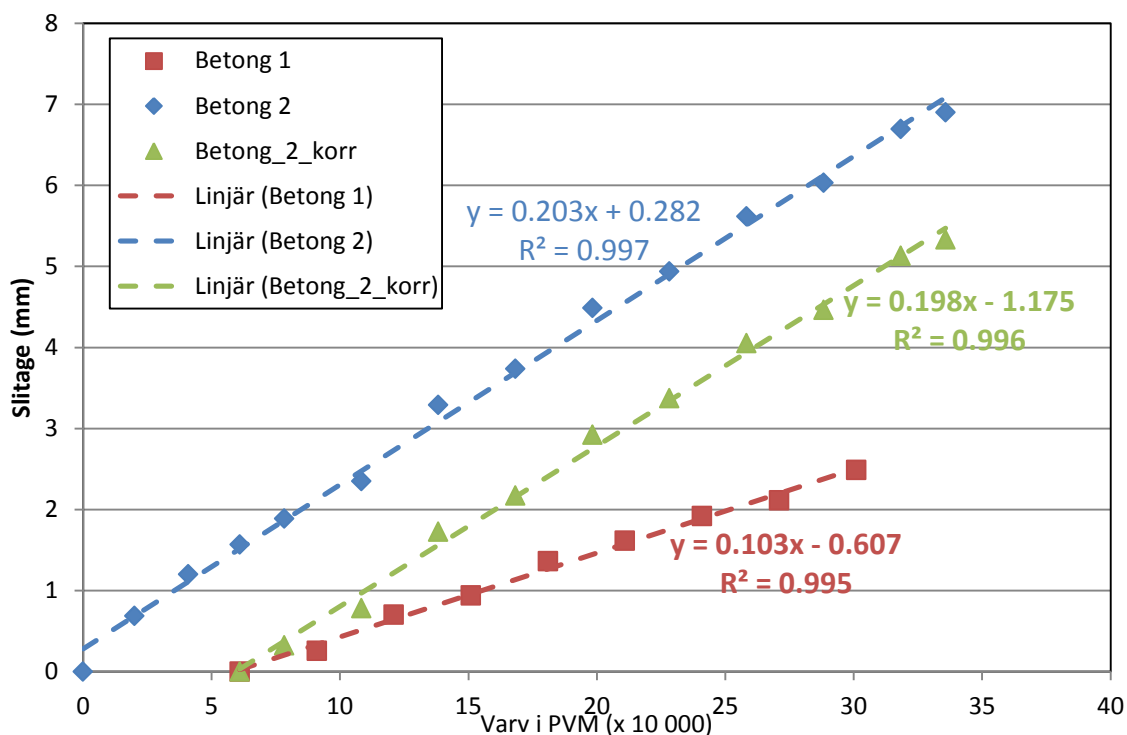
I Figur 8 visas resultatet från slitageprovningen av Tiomix-betongen



Figur 8. Slitageutveckling för TiOmix-betongen.

Av diagrammet framgår att medelslitaget ökar med 6,5 mm för intervallet 0 – 300 000 varv. I intervallet 0 – 60 000 varv är medelslitaget 1,5 mm. För intervallet 60 000 – 300 000 varv är medelslitaget 5 mm vilket är dubbelt så stort som för referensbetongen.

I Figur 9 visas regressionslinjer för slitageutvecklingen för referensbetong, TiOmix-betong och asfaltsreferens. Som synes slits asfalten mer än betongen men mindre än TiOmix-betongen.



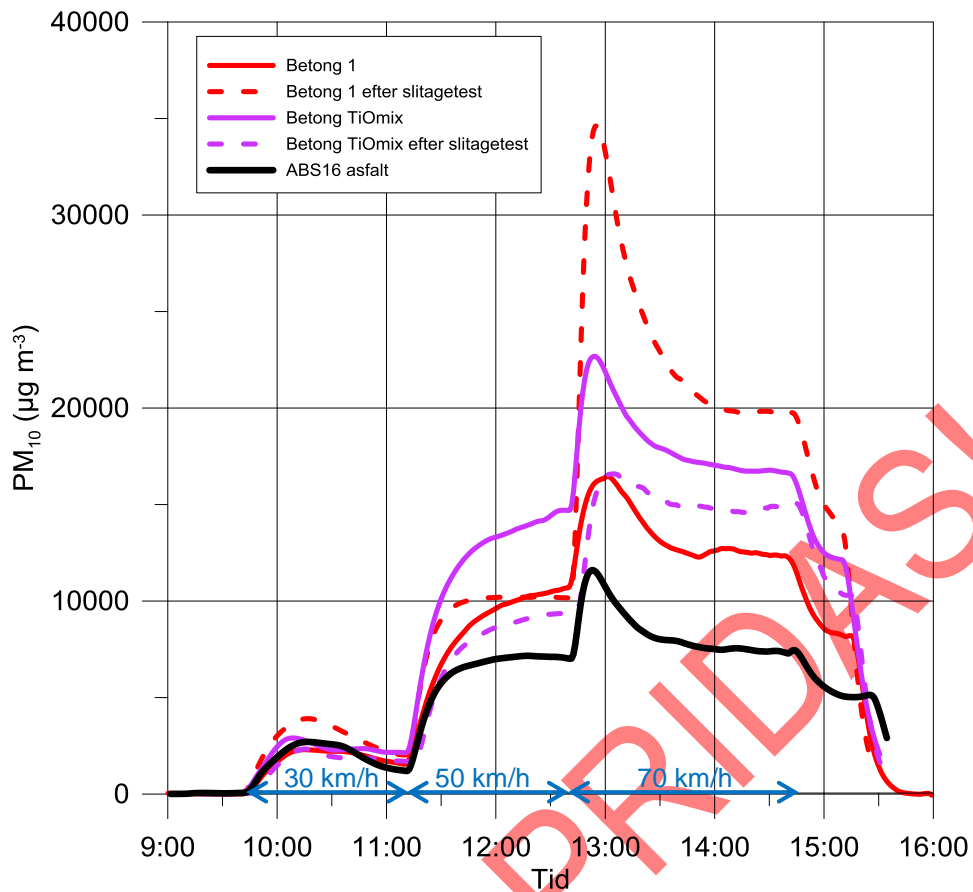
Figur 9. Regressionslinjer för slitageutvecklingen (referensbetong = Betong 1 och TiOmix-betong = Betong 2).

Av diagrammet framgår att slitageutvecklingen är dubbelt så stor för TiOmix-betongen som för referensbetongen.

3.2 PM₁₀

I Figur 10 presenteras de PM₁₀-halter som de två betongbeläggningarna (TiOmix och referensbetong) gav upphov till vid initiala partikelmätningarna och efter slitagetest, tillsammans med PM₁₀-halten från referensbeläggningen ABS16 med asfalt.

Betongbeläggningen ger vid 50 och 70 km/h ca 50 % högre direkta emissioner av PM₁₀ än ABS16, medan TiOmix orsakar ytterligare ca 40 % högre halter än betongen. Skillnaderna beläggningarna emellan vid 30 km/h var små. Efter slitagetest av beläggningarna reagerade partikelhalterna olika. Referensbetongen uppvisar en liknande halt vid 30 och 50 km/h som före slitagetestet, men vid 70 km/h uppstår en kraftig topp, som sedan planar ut mot en hög nivå. Detta bedöms bero på att hallen inte tvättades före detta test, varför en partikeltopp uppstår på grund av kraftig uppvirvling då hastigheten höjs till 70 km/h. TiOmix-beläggningen uppvisar å andra sidan en sänkning av partikelhalterna efter slitagetestet. Hallen tvättades före detta test, vilket gör det mer jämförbart med det initiala partikeltestet.



Figur 10 PM_{10} vid tester av betong före och efter slitagetest i jämförelse med två asfaltsbeläggningar. Observera att ingen tvätt av hallen föregick mätningen i den översta kurvan.

3.3 Analys av dubbutstickets inverkan på PM₁₀-halterna

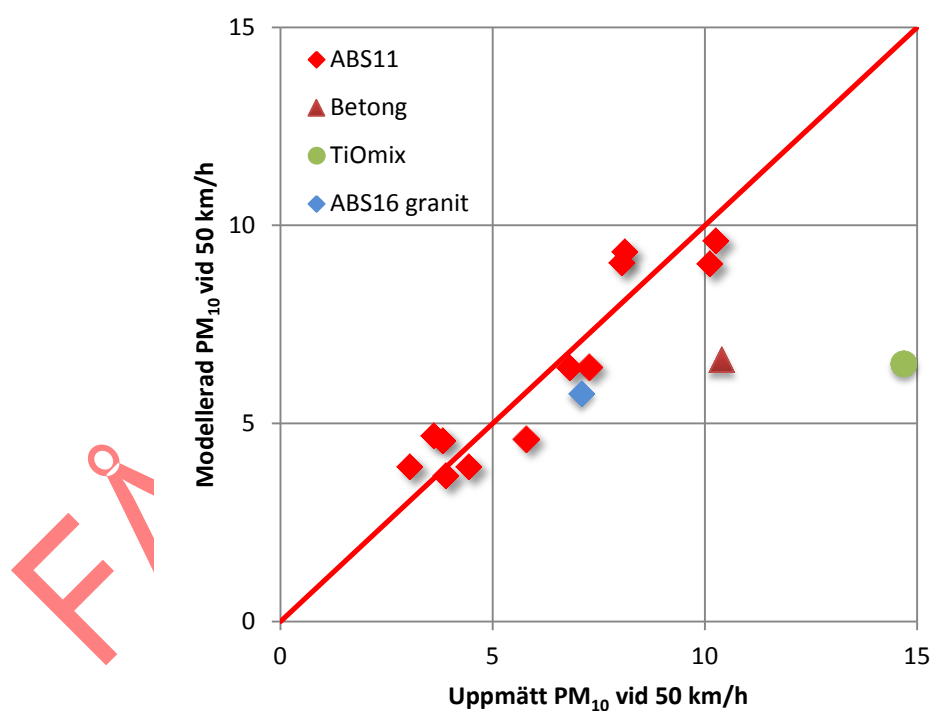
Flera faktorer, förutom beläggningsegenskaperna, påverkar partikelemissionerna vid PVM. Omgivningsfaktorer som starttemperatur och luftfuktighet styrs under försöken för så små variationer som möjligt. Skillnader i däckens dubbutstick är en variabel som dock inte kan styras fullt ut.

I en tidigare studie (Gustafsson et al, 2011) genomfördes en multipel regressionsanalys där de tre parametrar som bedömdes som viktigast ingick för att förklara PM₁₀-halterna vid 50 km/h för 12 tester med olika ABS11-beläggningar. Parametrarna var kulkvarnsvärde, dubbutstick och relativ luftfuktighet. Regressionen kunde då uttryckas som:

$$PM_{10} = 1,38 \cdot Kulkvarn - 0,087 \cdot RH + 2,90 \cdot Dubbutstick, R^2 = 0,87$$

Den enda parameter med t-värde avsevärt högre än det kritiska, var kulkvarnsvärde. Både dubbutstick och RH hade värden under det kritiska t-värdet och kan därför bedömas vara mindre viktiga för PM₁₀.

I Figur 11 har värden för mätningarna i föreliggande studie jämförts med värden modellerade med ovanstående ekvation. ABS16 placerar sig nära de ABS11-beläggningar som ekvationen bygger på, medan betongerna uppvisar högre uppmätta än modellerade värden. Detta antyder att ytterligare faktorer påverkar PM₁₀-emissionen från betongerna.

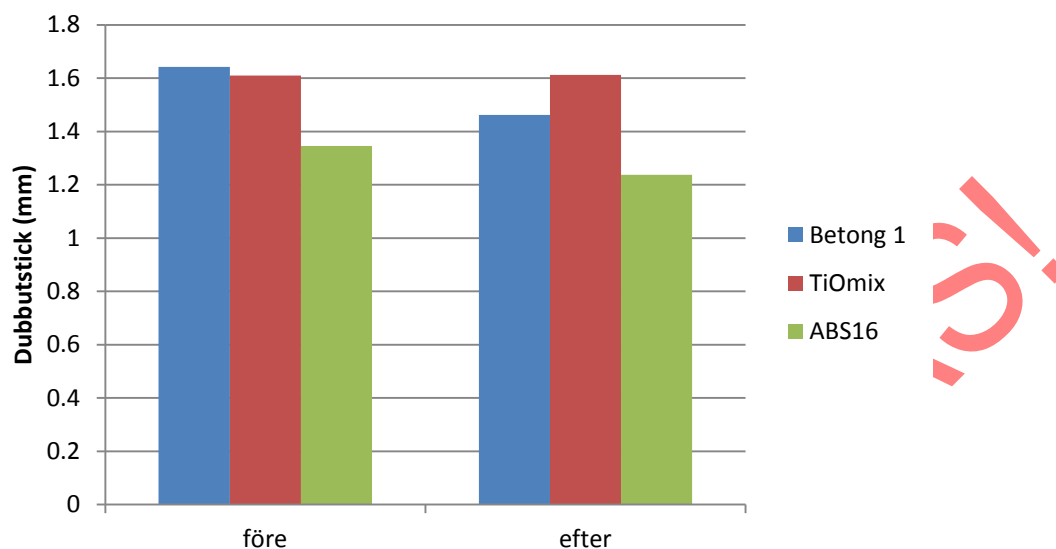


Figur 11. Multipel regression med användning av kulkvarnsvärde, relativ luftfuktighet och dubbutstick. De röda punkterna är de ABS11-beläggningar på vilka regressionen är baserad. Övriga symboler är resultatet av regressionen om den tillämpas på beläggningarna i föreliggande studie.

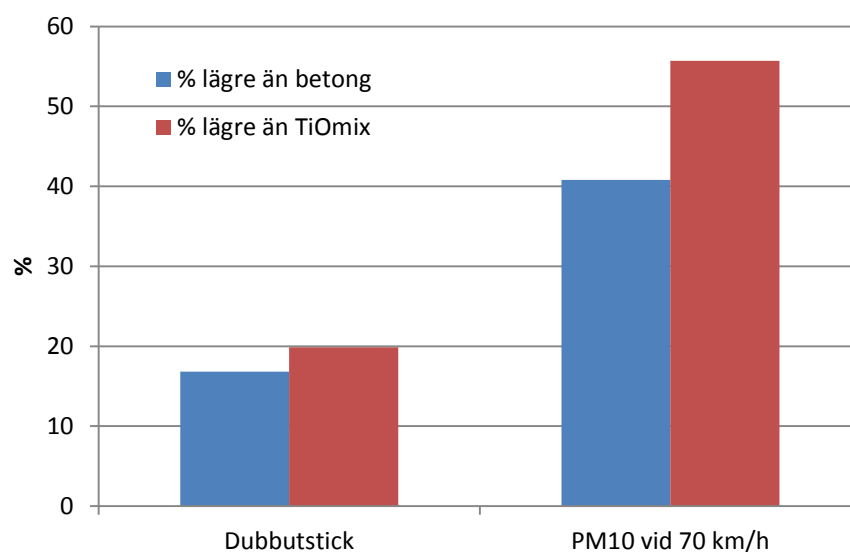
I föreliggande studie har eftersträvat att alla beläggningar ska utsättas för samma inkörning och testssekvenser, alla med helt nya uppsättningar däck, inkörda på samma

vis. Skillnaderna i beläggningarnas egenskaper påverkar dock utvecklingen av däckens dubbutstick, vilket medför skillnader i denna parameter vid testerna.

Utsticket mäts före och efter varje partikelmätning (Figur 12). Som synes har ABS16 under partikeltestet haft ett något mindre dubbutstick än betongbeläggningarna, vilket kan bidra till de lägre partikelemissionerna.



Figur 12. Dubbutstick före och efter partikeltesterna.



Figur 13. Procentuella skillnader i dubbutstick och PM_{10} -halter mellan ABS16 och de båda betongbeläggningarna.

Regressionen ovan resulterar alltså i att dubbutsticket jämförelsevis lite påverkar PM_{10} -halten. För att göra en "worst case"-analys, kan man anta att relationen mellan dubbutstick och PM_{10} -halt är linjär och att dubbutsticket är den enda parameter som påverkar PM_{10} . I så fall borde den procentuella skillnaden mellan beläggningarnas PM_{10} -halter vid given hastighet vara densamma som skillnaden i dubbutstick. Skillnaden i dubbutstick mellan ABS16 och betongerna är dock knappt hälften av

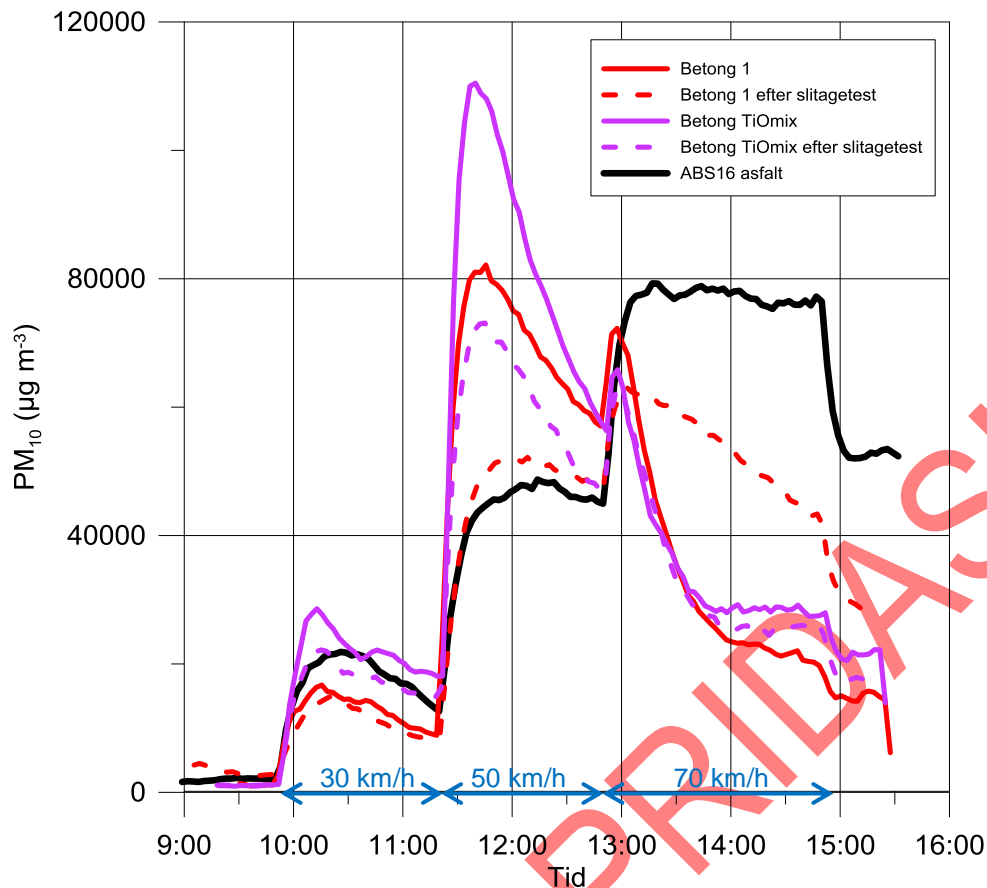
skillnaden mellan PM_{10} -halterna vilket tyder på att betongkonstruktionerna i sig själva i högre grad förklarar de högre partikelhalterna än skillnaden i dubbutstick.

3.4 Partikelantal

För att studera hur bildningen av nanopartiklar påverkas av betong och TiOmix, uppmäts även partikelantal. I Figur 14 visas hur partikelantalskoncentrationen utvecklas under testen för de båda betongbeläggningarna och referensbeläggningen ABS16. Vid 30 km/h ligger halterna för betongerna nära den för asfaltsbeläggningen, men efter en inledande kraftig ökning vid 50 km/h sjunker halterna påtagligt för att vid höjningen till 70 km/h endast tillfälligt stiga något och sedan fortsätta att sjunka till avsevärt lägre nivå jämfört med asfaltsbeläggningen. Antalskoncentrationen för denna betong beter sig mer som PM_{10} -halterna, det vill säga de stiger vid varje hastighetsökning och sjunker sedan endast långsamt.

Det kan verka paradoxalt att betongbeläggningarna genererar mer partikelmassa, men mindre partikelantal, men detta beror på att partiklarna som dominerar antalskoncentrationen inte är slitagepartiklar från beläggningsstenen, som dominerar PM_{10} . Tidigare studier visar att de har mer heterogen sammansättning av droppar, kolkedjor mm. Deras ursprung och bildningsprocess är okänd, men det har för asfaltsbeläggning gått att knyta dessa partiklar till förekomsten av dubbar i däckan (Gustafsson et al., 2011).

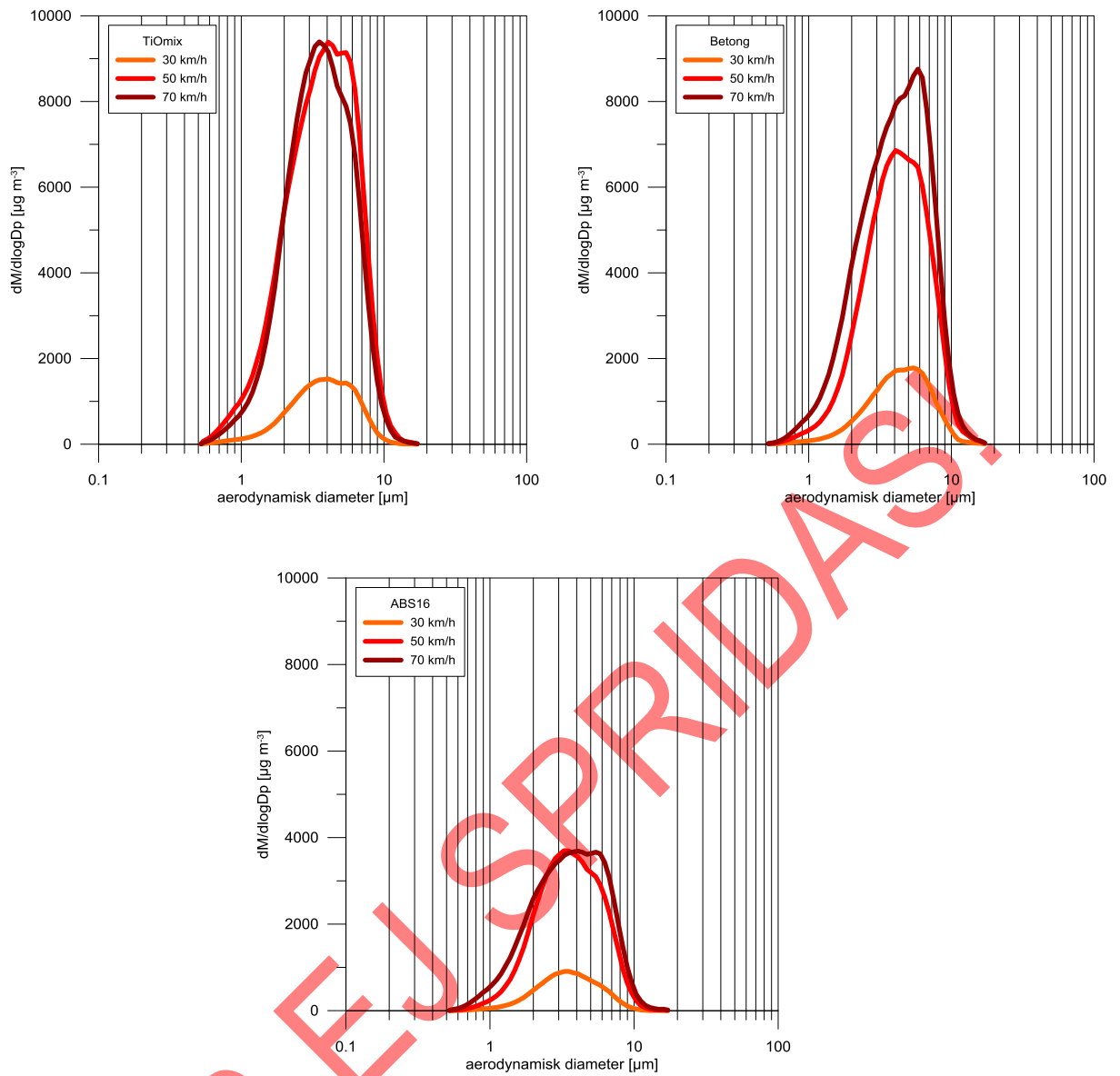
Det enda som skiljer betongbeläggningarna från asfaltsbeläggningen är att cement används istället för bitumen. Det ligger nära till hands att anta att dessa partiklar har uppstått i kontakten mellan dubbar och bitumen. Men partiklarna emitteras ungefär på samma sätt som för asfalt, tills dess att 50 km/h uppnåtts, varefter de börjar avta. Orsakerna till detta kan endast spekuleras kring. En möjlig teori är att däckan som använts är inkörda på asfalt och kan tänkas ha en hinna av bitumen på ytan, som emitterar nanopartiklar till dess att hinnan är bortnött.



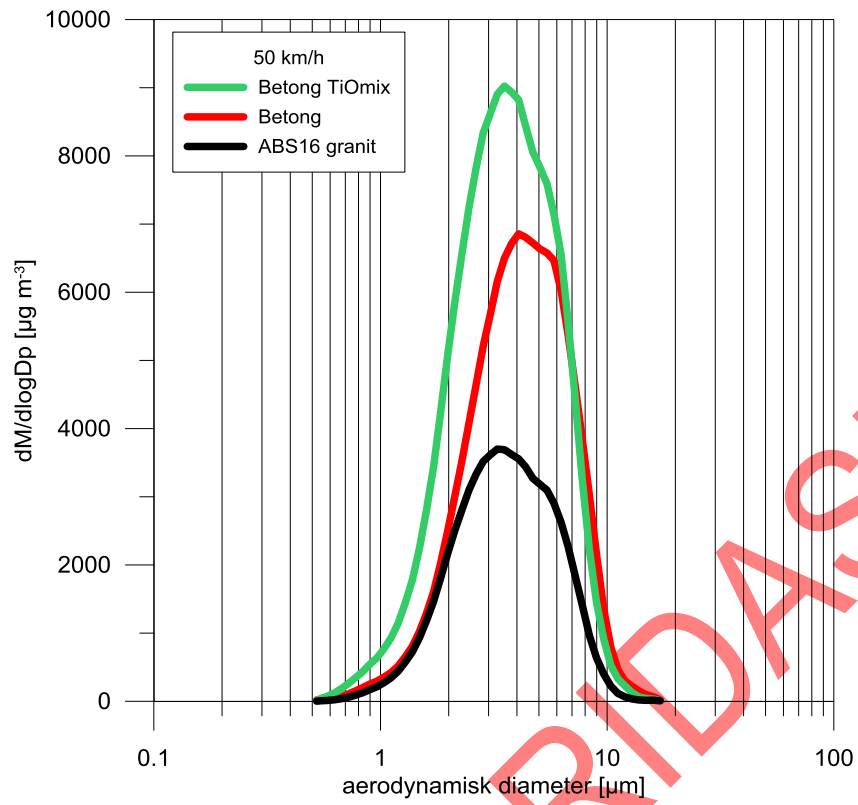
Figur 14 Antalskoncentration vid tester av betong före och efter slitagetest i jämförelse med ABS16.

3.5 Storleksfördelningar

PM₁₀ är ett massbaserat mått varför de grövre partiklarna inom den inandningsbara fraktionen har en helt avgörande betydelse för detta mått. Hur massan av partiklar fördelas från ca 10 µm ner till 0,5 µm för TiO-mixbeläggningen i jämförelse med betongbeläggningen vid olika hastigheter kan ses i Figur 15. Förutom att koncentrationen ökar med hastigheten, är fördelningarna mycket lika, med ett massmaximum vid ca 3–5 µm. Den snabba minskningen mot 10 µm för samtliga fördelningar beror på PM₁₀-insuget till instrumentet, som skiljer av grövre partiklar.



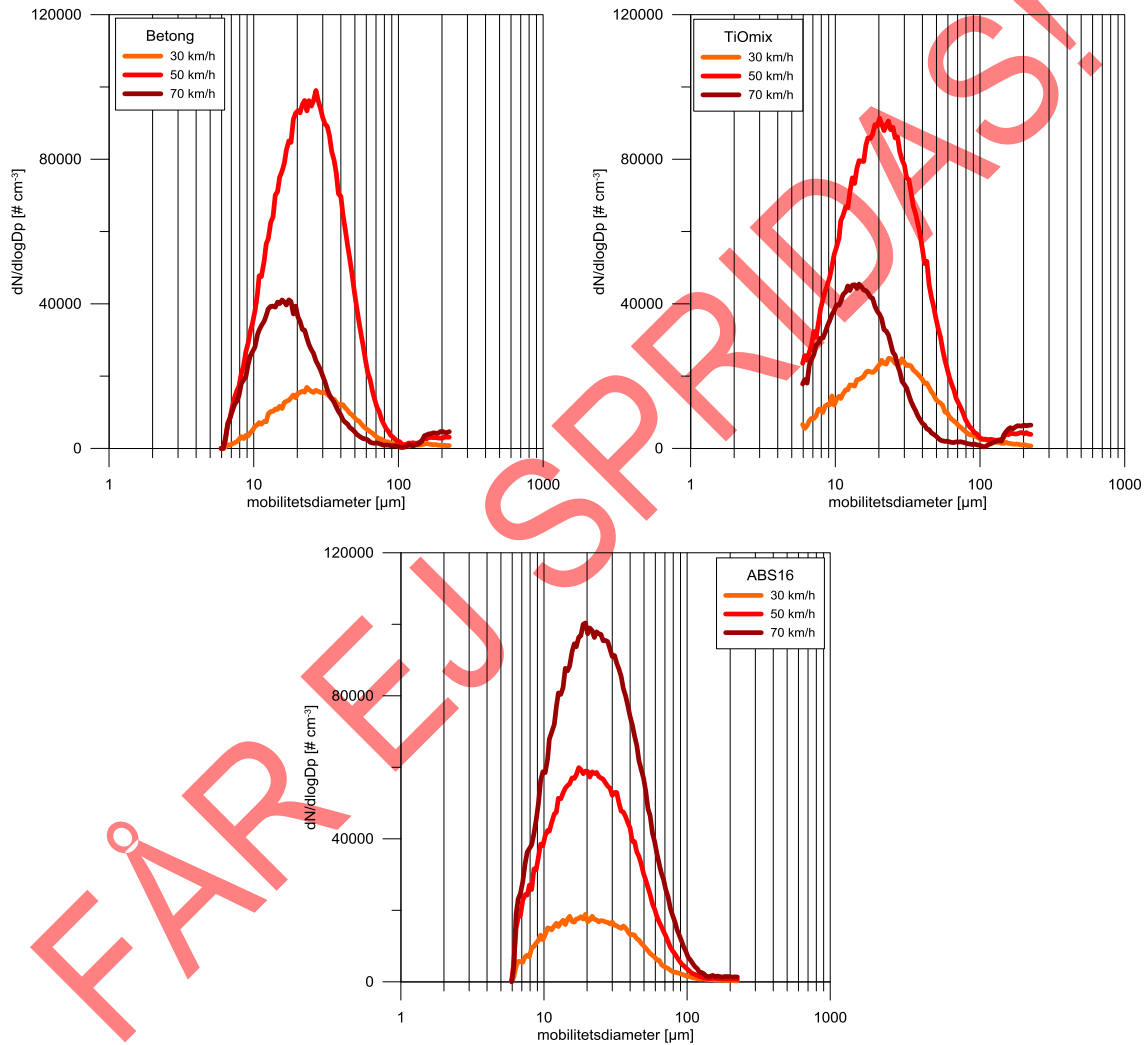
Figur 15 Massfördelning för partiklar mellan 0,5–17 μm för TiOmix, betong och ABS16 vid olika hastigheter.



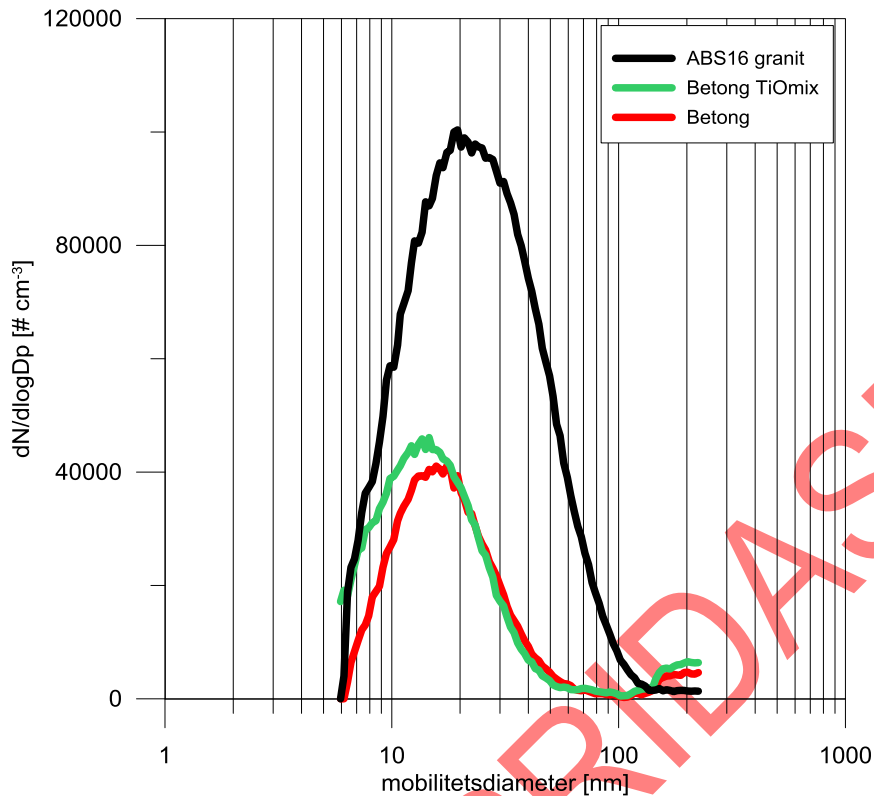
Figur 16 Massfördelningar vid 50 km/h för TiOmix, betong och ABS16.

I Figur 16 jämförs massfördelningarna vid 50 km/h för de olika belägningarna. Fördelningarna är förhållandevis lika med bara mindre skillnader i var massmaximum placerar sig.

Vad gäller partikelantal har tidigare konstaterats att den totala antalskoncentrationen sjunker kraftigt efter höjningen till 50 km/h i testerna. Antalsfördelningarna tyder på att antalstoppen sjunker från ca 30 nm vid 30 km/h till ca 11–12 nm vid 70 km/h, samtidigt som koncentrationen sjunker. Detta förlopp skiljer sig från resultaten för asfalt, då antalstoppen normalt ligger ungefär still vid 20–50 nm och endast koncentrationen varierar med hastigheten (Figur 17).



Figur 17 Antalsfördelning för partiklar mellan 7–227 nm för betong, TiOmix och ABS16 vid olika hastigheter.



Figur 18. Antalsfördelningar vid 70 km/h för TiOmix, betong och ABS16.

I Figur 18 framgår skillnaderna i partikelantalsfördelningarna mellan beläggningarna vid 70 km/h tydligt.

3.6 Grundämnessammansättning

PIXE-analyserna visar att kisel (Si), kalium (K), kalcium (Ca) och järn (Fe) dominerar massfördelningen inom PM₁₀, men även att flera andra ämnen förekommer främst i de grövre fraktionerna över ca 1 µm (Figur 19).

Den procentuella fördelningen av grundämnena framgår av Figur 20. I den övre raden redovisas alla analyserade grundämnena och den nedre har kisel tagits bort för att tydligare visa fördelningen av övriga ämnen. Förutom att de tidigare nämnda ämnena Si, K, Ca och Fe är viktiga framgår här även den slående likheten mellan fördelningarna i betongen och TiOmix-betongen.

Vid jämförelse av förekomsten av enskilda ämnen i de olika beläggningarna framgår en del intressanta likheter och skillnader. Beläggningssytorna består normalt av ca 90-95 % stenmaterial. Si, K, Ca och Fe är vanligt förekommande i de mineraler som bygger upp graniten i beläggningarna. Si och K har nästan identiska fördelningar i respektive beläggning och koncentrationnivåerna är mycket lika i PM₁₀ från alla tre beläggningar, vilket tyder på att källan till Si och K är graniten (Figur 21).

Vad gäller Ca framgår i Figur 22 att både betong- och TiOmix-beläggningarna har avsevärt högre kalcium-koncentrationer än asfaltsbeläggningen med samma stenmaterial, vilket tyder på att cementen (som innehåller mycket Ca) bidrar till PM₁₀. I Figur 20 framgår att ca 20 % av partikelmassan mellan 1 och 10 µm utgörs av kalcium att jämföra med ca 5 % hos asfalten. Om man antar att cementen utgör ca 5 % av

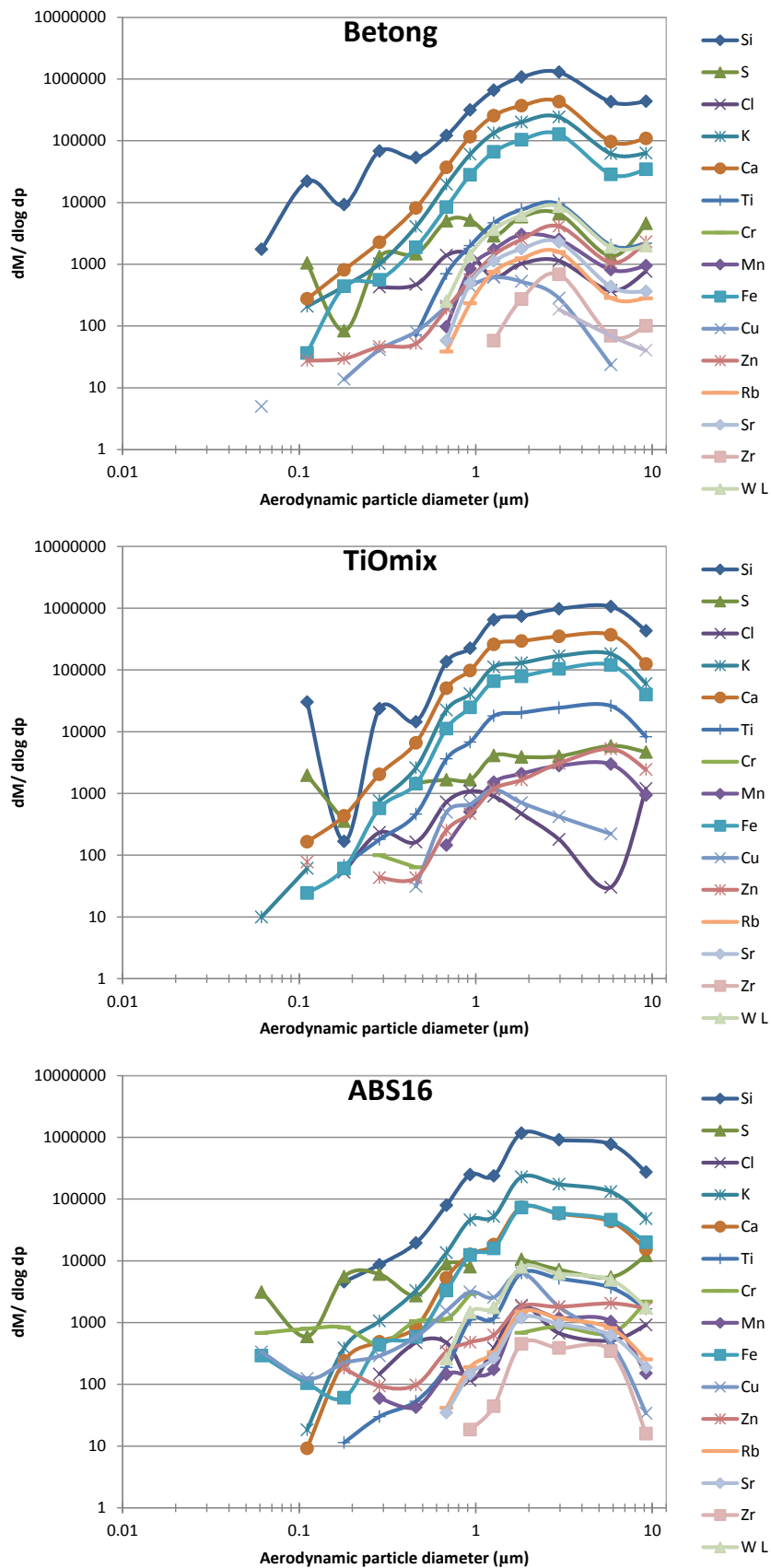
beläggningssytan (vilket är ungefär så stor yta som bitumen upptar av en asfaltsyta med ABS) innebär det att denna yta står för 75% av Ca-massan i PM_{10} .

I Figur 23 framgår att mängden titan (Ti) i storleksfördelningen är betydligt högre i PM_{10} från TiOmix än från de två övriga belägningarna. Detta tyder också på att cementen bidrar till PM_{10} , eftersom TiO_2 är tillsatt cementen i denna beläggning och på att titanet självt också emitteras inom den inandningsbara partikelfractionen.

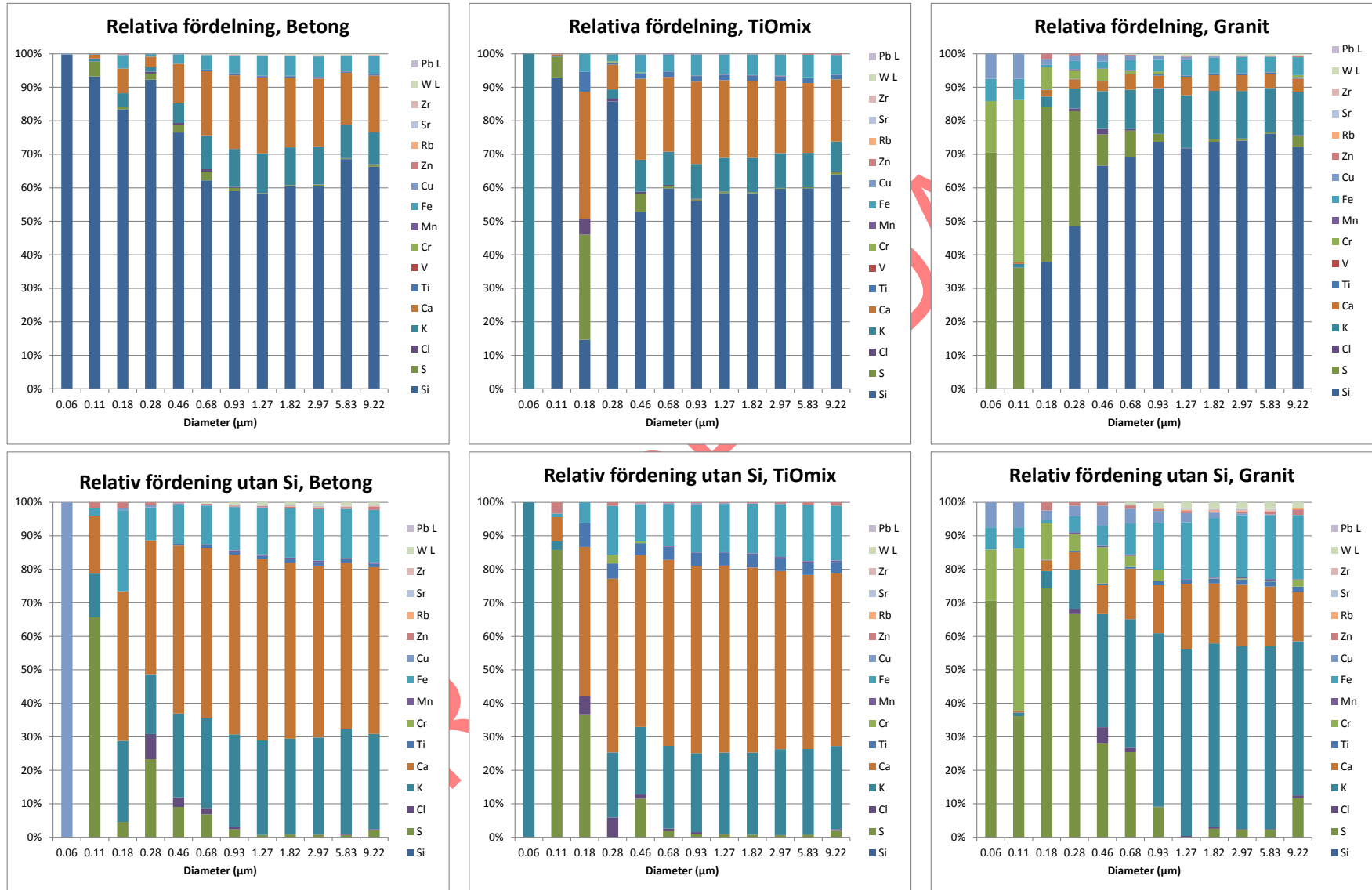
Svavel (S) utgör en ansevärd del av de finaste partiklarna (Figur 19). I tidigare studier då endast asfalt provats har detta svavel tillskrivits antingen däcken eller bitumen. Då betongerna inte innehåller bitumen, finns här alltså en möjlighet att få mer information om svavlets härkomst. Zn brukar användas som (en ganska osäker) indikator på däckslitage. I Figur 24 visas koncentrationerna av både S och Zn i PM_{10} . Zn har en fördelning som i stort överensstämmer väl med de stenrelaterade grundämnena Si och K. I proverna från ABS 16 verkar halterna vara något lägre än i betongerna. S har en annan fördelning och verkar ha något högre halter i ABS16-proverna. Svavlets fördelning och förekomst indikerar att bitumen kan vara en svavelkälla i PM_{10} från asfalt.

Ett annat sätt att åskidliggöra cementens bidrag till PM_{10} är genom kvoter mellan grundämnena (Figur 25). K/Si-kvoten är närmast identisk i de tre belägningarna, medan Ca/Si-kvoten är avsevärt lägre för ABS16 och Ti/Si-kvoten högre för TiOmix.

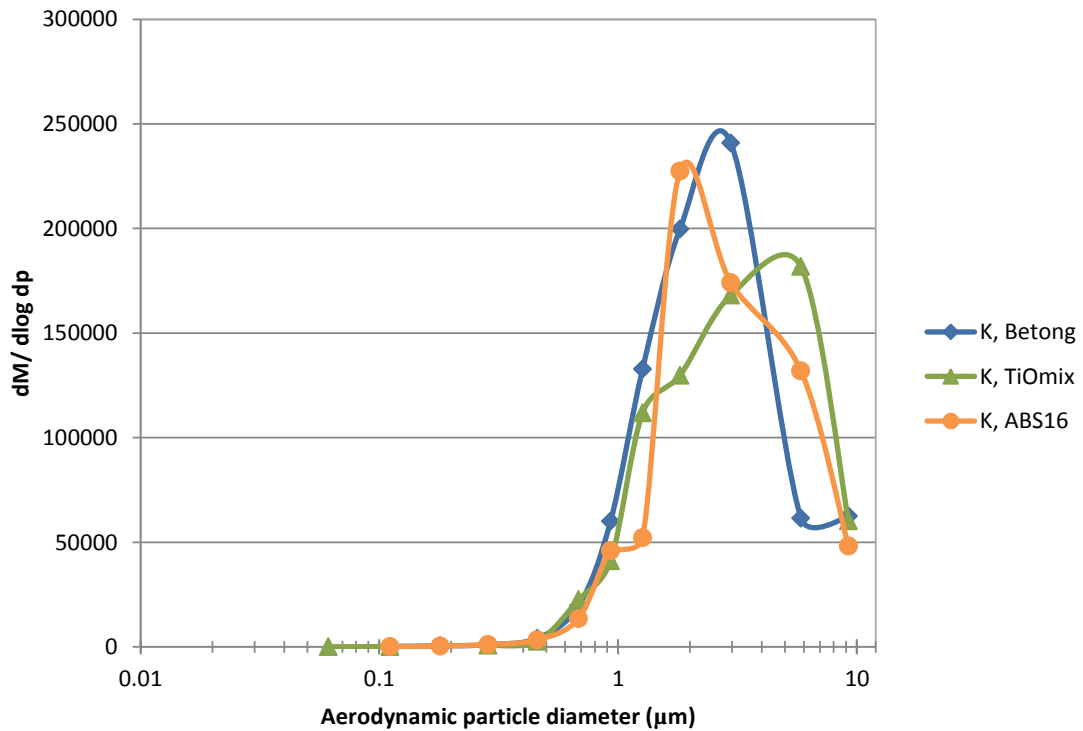
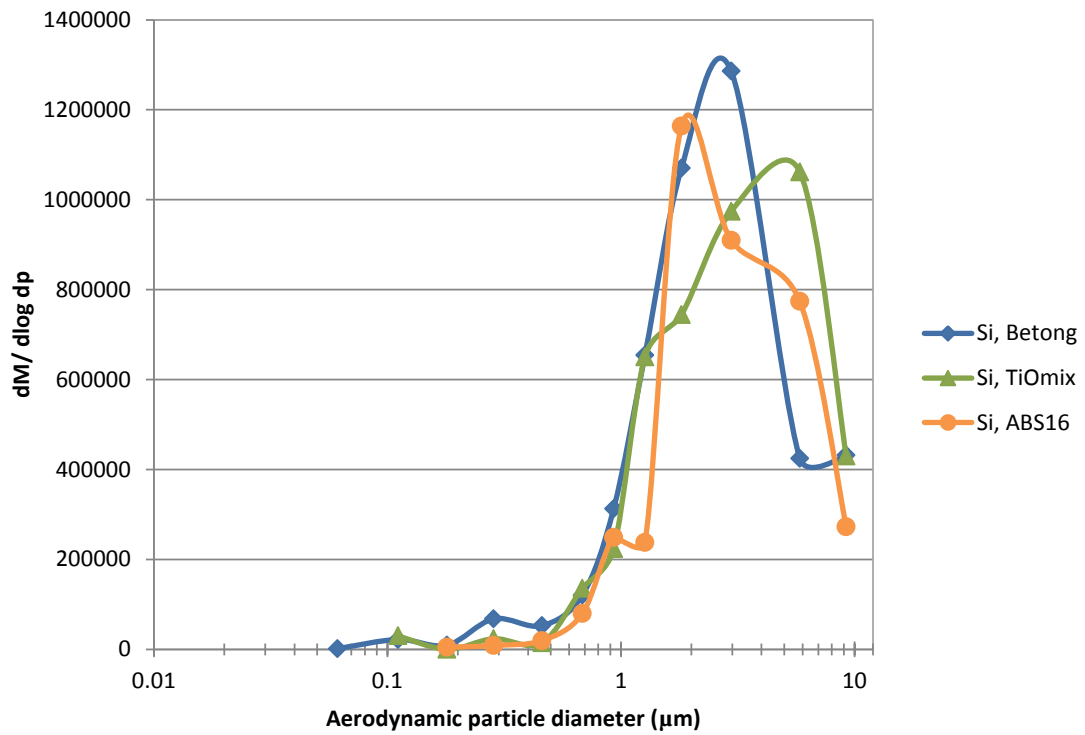
FÄR EJ SPRIDAS



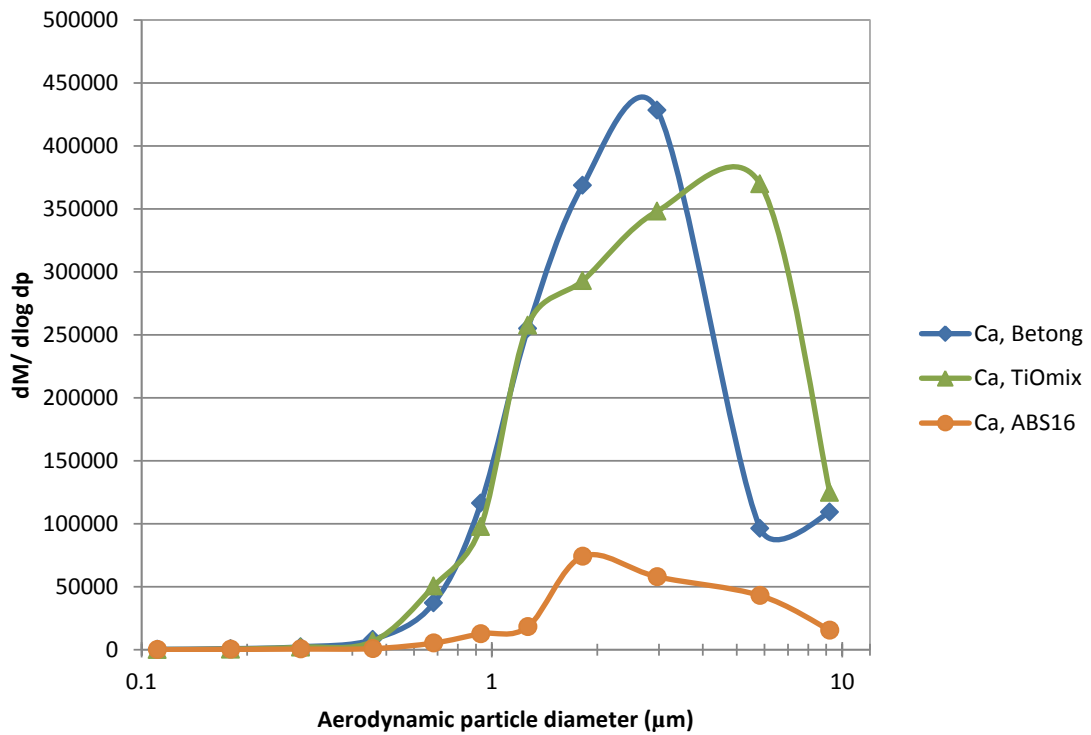
Figur 19. Massfördelning av grundämnen i PM_{10} för betong, referensbeläggning med granit och betong med TiOmix (observera logaritmiska axlar).



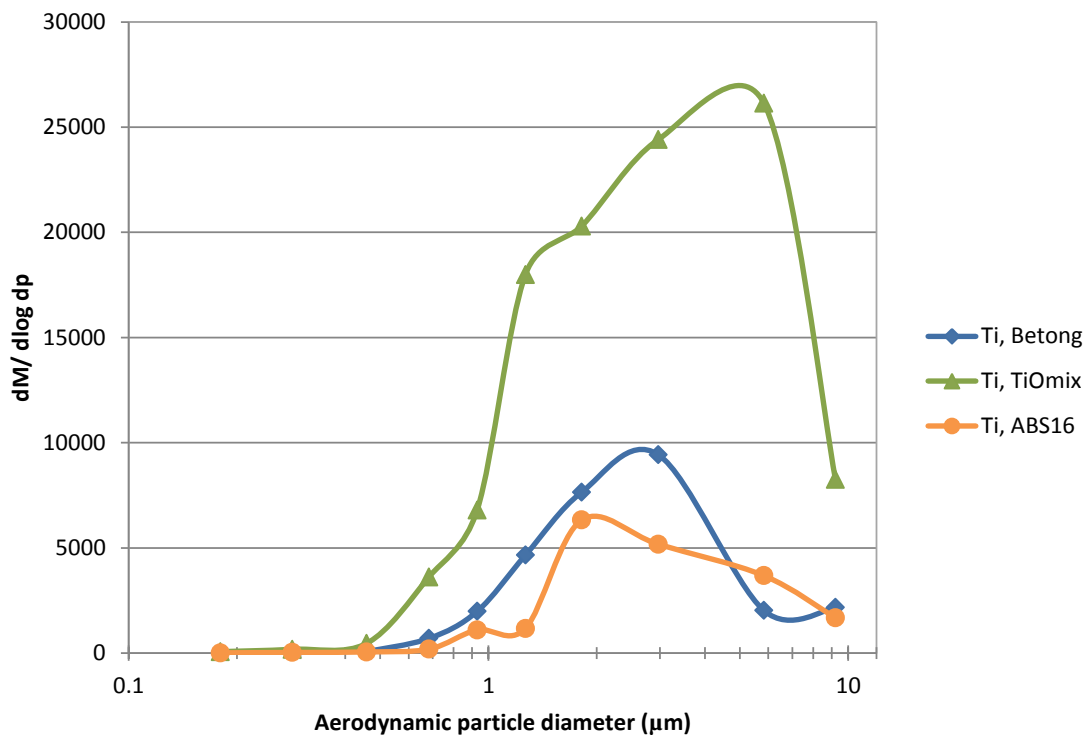
Figur 20. Relativ fördelningar av grundämnen i PM₁₀ från betong, TiOmix och referensbeläggning ABS16. I undre raden har Si tagits bort för att underlätta tolkning av övriga ämnen.



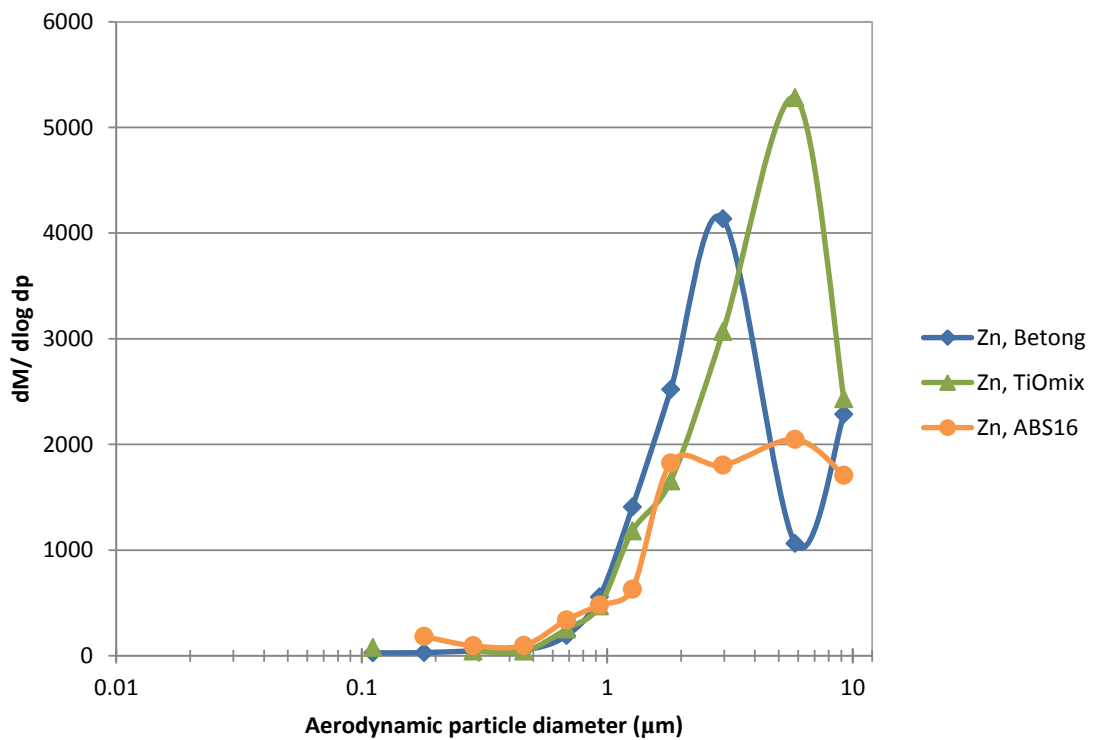
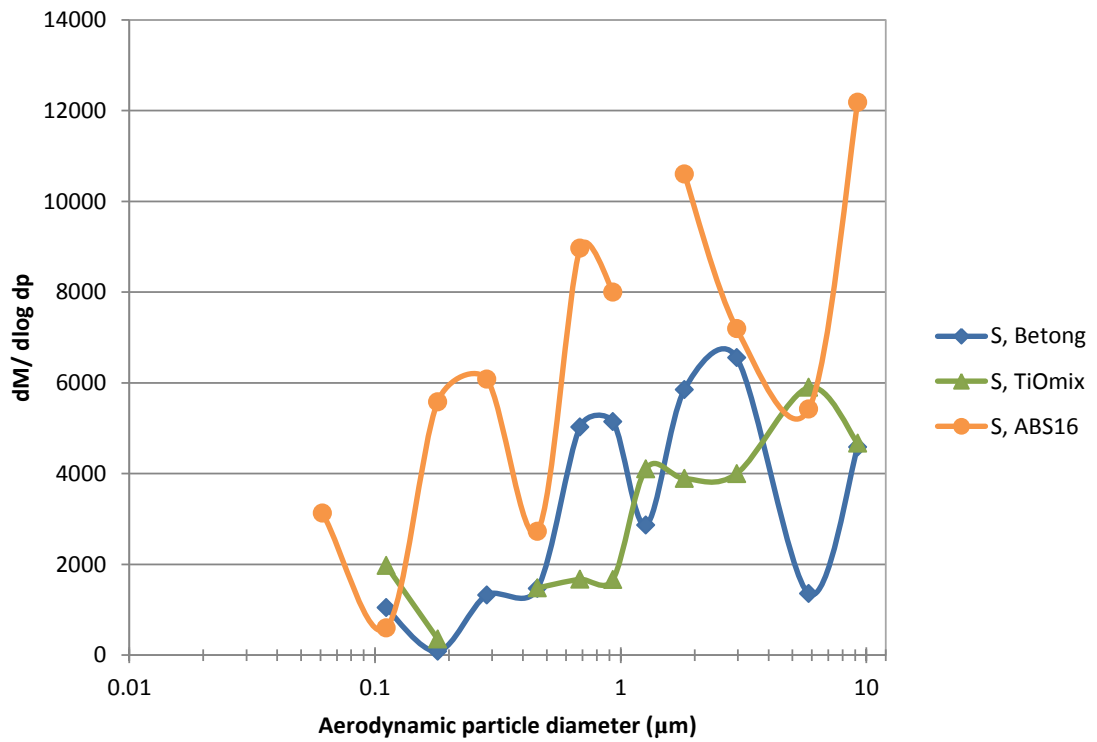
Figur 21. Kisel (Si) och kalium (K) i PM₁₀ från de olika belägningarna. Dessa grundämnen förekommer främst i belägningarnas stenmaterial.



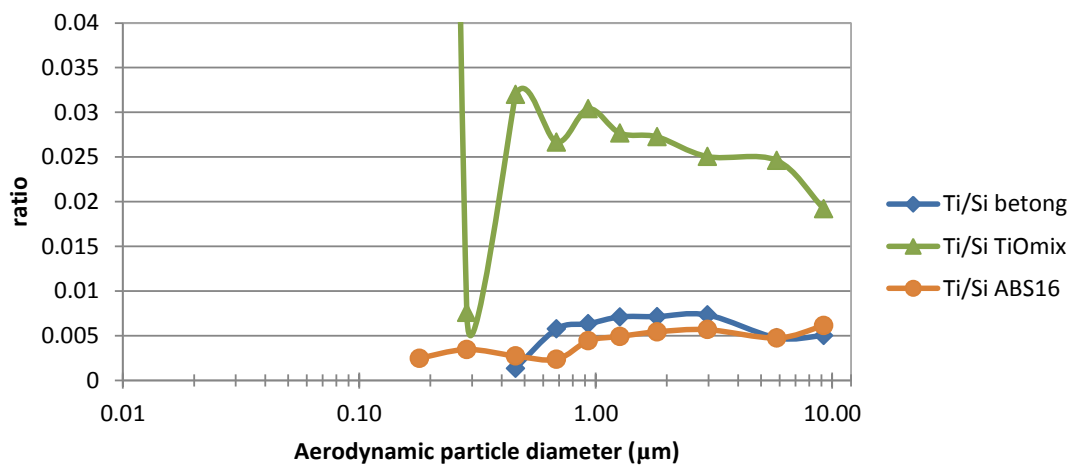
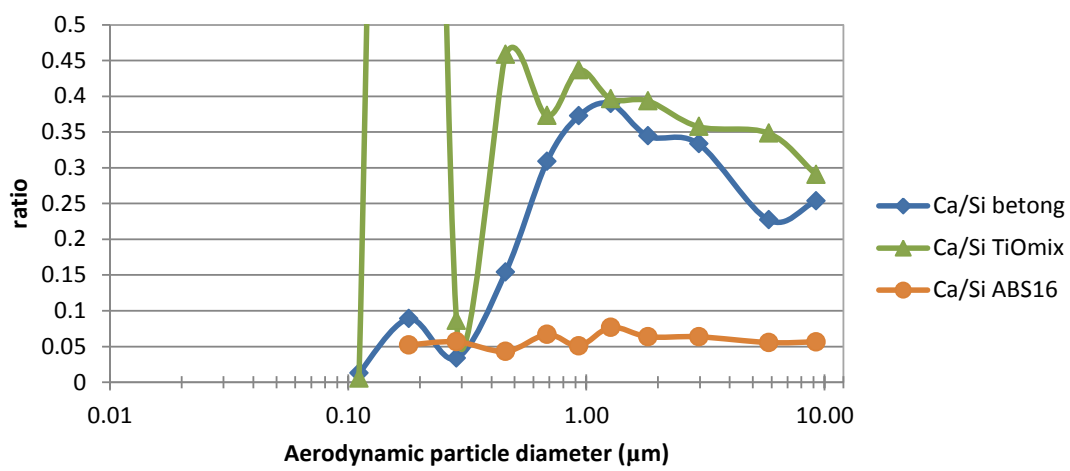
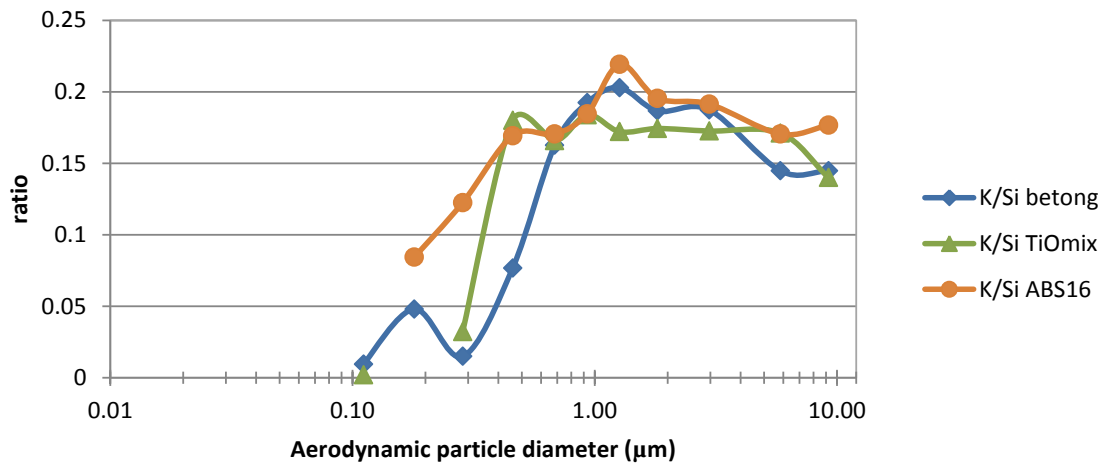
Figur 22. Massfördelningen av kalcium (Ca) i PM₁₀.



Figur 23. Massfördelningen av titan (Ti) i PM₁₀.



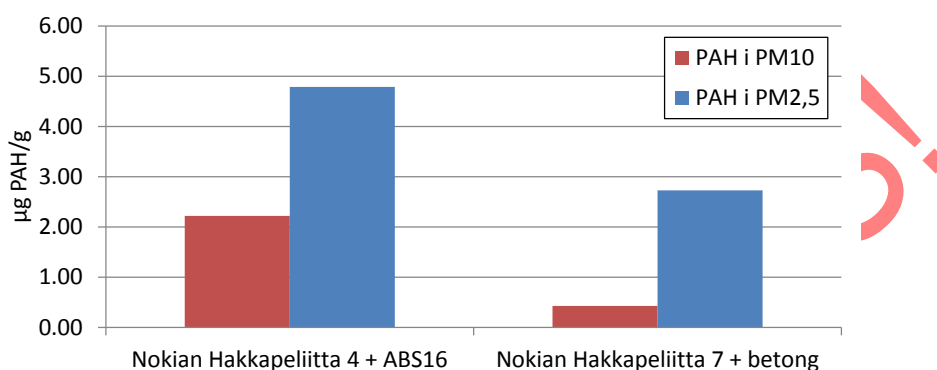
Figur 24. Massfördelningen av svavel (S) och zink (Zn) i PM₁₀.



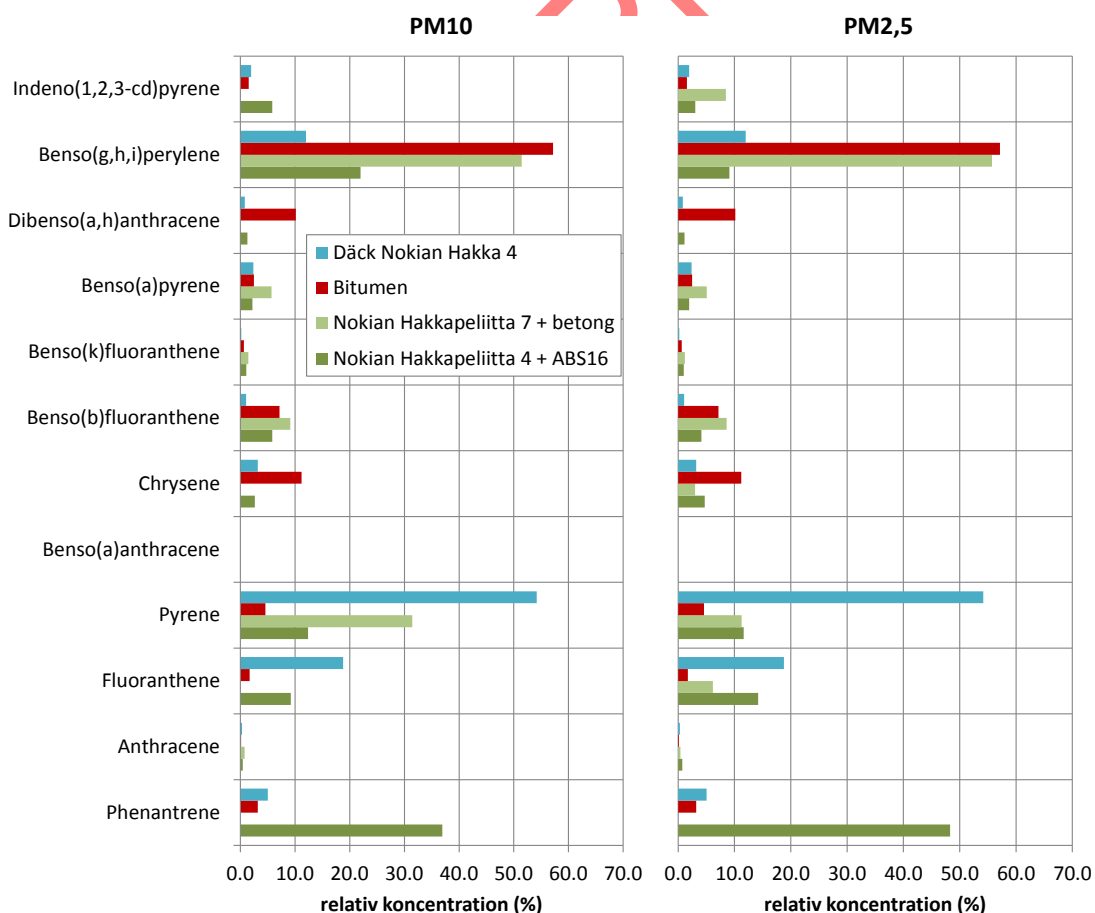
Figur 25 Kvoter av K/Si, Ca/Si och Ti/Si i PM₁₀.

3.7 PAH-innehåll

Den absoluta koncentrationen av PAH är högre i $PM_{2,5}$ än i PM_{10} . Om koncentrationerna jämförs med de i PM_{10} från en asfalt är dessa lägre i proverna från testet med betong (Figur 26), vilket kan tyda på att bitumen ger ett tillskott av PAH. Då däcken inte är identiska kan man dock inte utesluta att Hakkapeliitta 4 ger ett högre tillskott än Hakkapeliitta 7. Att halterna av PAH är högre i $PM_{2,5}$ än i PM_{10} (Figur 26), indikerar att PAH-innehållande partiklar i större utsträckning finns i de finare fraktionerna av PM_{10} .



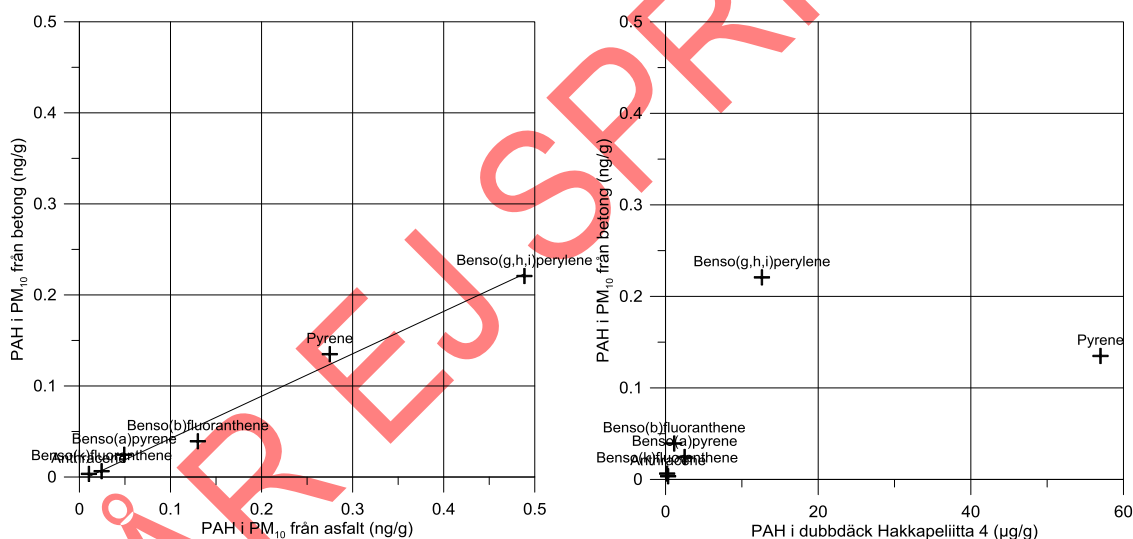
Figur 26 Halt av total PAH i PM_{10} och $PM_{2,5}$ från dubbdäcksslitage av ABS16 och betong.



Figur 27 Relativ koncentration av PAH:er PM_{10} och $PM_{2,5}$ från dubbdäcksslitage av ABS16 och betong jämfört med PAH-innehållet i ett dubbdäck och bitumen.

Den relativa fördelningen av analyserade PAH:er visas i Figur 27 tillsammans med motsvarande fördelning i ett dubbdäck (Nokian Hakkapeliitta 4) och bitumen från en ABS16-beläggning. Som synes är fördelningarna i PM_{10} och $PM_{2,5}$ från båda beläggningarna lika vilket tyder på att PAH-källan/-orna är densamma i de båda fraktionerna. För partiklarna från betongtestet saknas bitumen som möjlig källa, vilket innebär att i fall en viss PAH inte förekommer i betongproverna, bör dess förekomst i asfaltproverna kunna härledas till bitumen. Den dominerande PAH:n i bitumen är benso(g,h,i)perylene, medan pyren dominerar i däck. Inga av de analyserade PAH:erna är dock unika för vare sig däck eller bitumen, varför deras förekomst i betongpartikelproverna är svår att härleda till den ena eller andra källan.

Om koncentrationer (ng/g) av de PAH:er som finns i mätbara mängder i PM_{10} från betongslitage avsätts mot samma koncentrationer i PM_{10} från asfaltsslitage är korrelationen hög (Figur 28). Möjligen kan detta tyda på att dessa PAH:er i huvudsak härrör ur däckslitage. Om samma koncentrationer avsätts mot de i däck (Nokian Hakkapeliitta 4) och bitumen finns ingen tydlig korrelation. Det är oklart huruvida man kan förvänta sig att koncentrationsförhållandena i utskuret däckgummi och i däckslitage ska korrelera, med tanke på att olika PAH:er kan reagera olika på slitageprocessen. Mer lättflyktiga PAH:er kan till exempel tänkas emitteras i gasfas på grund av friktionsvärme, medan andra emitteras i fast fas, vilket kan påverka koncentrationsförhållandena av PAH i PM_{10} .



Figur 28 PAH i PM_{10} från betongslitage avsatt mot PAH i PM_{10} från asfaltsslitage (vänster) och PAH i dubbdäck (höger).

4 Diskussion

Betongerna i denna undersökning emitterar mer PM_{10} än en vanlig asfalt av typen ABS16 med samma stenmaterial, samtidigt som denna asfalt totalt sett slits mer än den vanliga betongen (men mindre än TiOmixen, som dock bör lämnas utanför denna diskussion då den uppenbarligen fått sämre hållfasthetsegenskaper vid tillverkningen än den vanliga betongen). En del av skillnaden i PM_{10} -emission mellan asfalt och betong kan troligen hänföras till ett något mindre dubbutstick vid testet av asfalten, men långt ifrån hela skillnaden kan hänföras till detta faktum.

Det är väl känt att betong slits mindre än en motsvarande asfalt, varför detta resultat inte överraskar. Däremot är det intressant att emissionen av fina partiklar är högre trots lägre totalt slitage. För asfaltsbeläggningar av typen ABS har ett linjärt samband kunnat konstateras mellan totalt slitage och emission av PM_{10} , vilket alltså inte kan tillämpas i jämförelsen med betong (Gustafsson m.fl., 2011b). Vi återvänder till troliga förklaringar till dessa skillnader senare i diskussionen.

Resultatet för partikelemissionen delvis motstridigt de resultat som erhållits för motsvarande betongbeläggning och referensasfalt i fält (Johansson m.fl., 2009). Fältstudien visade att emissionerna från en betongväg genomgående var lägre än emissionerna från en asfaltsbeläggning i anslutning till betongen. Detta trots att stenmaterialet i betongen hade sämre kulkvarnsvärde än det i asfalten. Intressant är att man i de få mätningarna i omkörningsfältet hade omvända förhållanden, med högre emissioner från betongen än från asfalten. I studien menar författarna att mer undersökningar behöver göras för att man till fullo ska förstå orsakerna till skillnaderna. Man påpekar bland annat betydelsen av uppvirvling av vägdamm som ackumulerats på vägytan. I fält kan denna källa vara ansenlig i jämförelse med bidraget från det direkta slitaget, som mäts i provvägsmaskinen.

En beläggningsegenskap som visat sig vara viktig för mängden vägdamm på vägytan är ytans textur. I Jonsson och Hultqvist (2008) presenteras texturdata för samma beläggningar som använts i Johansson et al. (2011). Det framgår där att MPD (mean profile depth) som är ett mått på beläggningens makrotextur är betydligt högre för asfalten (MPD = 0,93 mm) än för betongen (MPD = 0,50 mm). I mätningar av vägdammsförrådet på gator i centrala Stockholm har texturen visat sig påverka vägdammsmängden påtagligt (opublicerade data). Det är därför viktigt att mäta eventuella skillnader i textur mellan körfält på såväl asfalt som betongbeläggningar i fält för att kunna bedöma dessas inverkan på uppvirvlingen.

Tidigare laboratoriestudier har visat att ingen skillnad föreligger i de fysikaliska egenskaperna tryck- och böjdraghållfasthet, E-modul eller abrasionsmotstånd mellan en TiOmix vägbetong och en referensvägbetong. En närmre undersökning av de provplattor som användes i föreliggande studie visade emellertid på stor spridning på betongernas tryckhållfasthet, samt på skillnad i tryckhållfasthet mellan TiOmix och betong. Analys i tunnslip visade att den troligaste orsaken till att TiOmix-betongen hade lägre hållfasthet var att luftinnehållet var betydligt högre i denna, vilket kan bero på blandningsförfarandet. Dessa skillnader, omöjliggör en korrekt jämförelse av slitage och partikelbildning mellan dessa. Data visas ändå i denna rapport som exempel på hållfasthetsegenskapernas betydelse. Mer information om beläggningarnas egenskaper återfinns i Kraft (2010) och Kraft och Silfwerbrand (2011).

På grund av de skillnader som uppstod i de båda betongbeläggningarnas hållfasthetsegenskaper vid tillverkningen, går det inte att dra några bestämda slutsatser

om huruvida TiOmix-beläggningen genererar fler eller färre partiklar än en vanlig betongbeläggning. Att TiOmix-beläggningen ger högre halter än betongen i det initiala testet är troligen en effekt av de sämre hållfasthetsegenskaper denna konstruktion fått vid tillverkningen. Det kan dock konstateras att båda betongerna genererar förhållandevis höga partikelhalter i jämförelse med referensasfalten av typ ABS16.

De särskilt höga halterna som uppmättes efter slitagetestet på betongen kan antagligen härledas till att hallen inte städades innan det testet, vilket medförde påtaglig uppvirvling av gammalt damm. De lägre halterna för TiOmix-beläggningen efter slitagetestet tyder dock på att graden av inslitning kan påverka de direkta PM₁₀-emissionerna. En möjlig orsak till detta kan vara att bindningsfasen (cementen) slits snabbare i början av inslitningen, till dess att en balans uppstår mellan slitaget av ballasten och mellanmassan, då ballasten slitits fram så pass mycket att dennas slitstyrka är det som avgör hur åtkomlig cementen är för slitage.

Utvecklingen av antalskoncentrationen av ultrafina partiklar under testerna med betong och TiOmix skiljer sig anmärkningsvärt från den som uppstår vid tester med asfaltsbeläggningar. De initiala höga toppar som förekommer under 30 och 50 km/h dämpas kraftigt vid höjningen till 70 km/h och sjunker sedan till en betydligt lägre nivå än vid asfalttester. Dessa ultrafina partiklar har tidigare konstaterats inte vara slitagepartiklar från stenmaterial, men ändå kopplade till förekomsten av dubbar i däck (REF). De har en betydligt mer heterogen sammansättning och verkar bestå av kolkedjor, droppar etcetera. Källan är inte identifierad, men då dubben är en förutsättning för bildningen, är det rimligt att anta att de uppstår i kontakten mellan dubb och bitumen och/eller i dubbens infattning i däck. Orsakerna till skillnaderna i koncentrationsutvecklingen och även storleksfördelningarna då betong används istället för asfalt är oklara. Om man antar att både bitumen och däck bidrar till dessa partiklar kan en spekulation vara följande: Då däck är inkörda på asfalt innan testerna på betong har de interagerat med bitumen i asfalten, som sedan fungerar som en avtagande källa under testernas första del. Då bitumenkällan är borta finns bara däckkällan kvar, vilket då utgör den konstanta, men låga partikelhalten mot slutet av 70 km/h-perioden i testerna. Som synes i antalsstorleksfördelningarna består denna av tydligt mindre partiklar under slutfasen av testerna än under den bitumenpåverkade första delen. Detta är, som sagt, en spekulation och framtida studier får utvisa i vilken mån den stämmer.

De grova slitagepartiklar (PM₁₀) som bildas vid dubbdäcksslitage skiljer sig inte storleksmässigt nämnvärt mellan de provade beläggningarna. Däremot är de ultrafina partiklarna som uppmättes vid testerna med betongbeläggningar mindre och i lägre koncentrationer än för asfalten.

De storleksuppdelade grundämnesanalyserna av PM₁₀ visar att vid dubbdäcksslitage av cementbeläggningar emitteras PM₁₀ från såväl beläggningens stenmaterial, som från den bindande cementen. Detta styrks tydligast av det, i jämförelse med PM₁₀ från referensasfalten, stora bidraget av kalcium, liksom av det extra bidraget av titan i PM₁₀ från TiOmix-beläggningen. TiO₂ är inblandad i beläggningens cement. Då bidrag till PM₁₀ från bitumen från asfaltsbeläggningar inte kunnat styrkas, är det rimligt att anta att det extra bidraget från cementen är en av förklaringarna till de högre partikelemissionerna i försöken. Då det totala slitaget ändå är mindre på betongen tyder detta också på att slitagepartiklarna från cementen i större omfattning är PM₁₀ än de partiklar som stenmaterialet avger. Då mätningen efter slitagetestet på TiOmix-beläggningen tyder på att emissionerna minskar med inslitningsgraden, är det möjligt att cementens relativa bidrag till PM₁₀-emissionen också minskar med inslitningsgraden

enligt resonemanget ovan. En annan förklaring till cementens förhållandevis stora bidrag till PM₁₀ kan vara att betongerna inte har lika mycket sten i ytan som referensasfalten (Figur 2 - Figur 4) vilket gör att den mindre slitstarka cementen kan bidra än mer till PM₁₀-emissionerna. Inga liknande studier har återfunnits i litteraturen.

Däck har i ett flertal studier påvisats vara en viktig källa till PAH i vägdamm (Aatmeeyata och Sharma, 2010; Boonyatumanond m. fl., 2007; Kose m. fl., 2008; Sadiktsis m. fl., 2012). I några studier uppges även asfalt (bitumen) vara en viktig källa (Pengchai m. fl., 2005). Inga av dessa studier (där asfalt ingår i källanalysen) är utförda i länder med dubbdäcksanvändning. Rimligtvis medför denna att bidraget av PAH från asfalt är högre. Dock är det oklart i vilken mån just den inandningsbara fraktionen innehåller PAH från asfalt. Mikroskopering av PM₁₀ från slitage av flera asfaltsbeläggningar har inte indikerat att bitumen utgör en betydande komponent i denna storleksfraktion (Gustafsson m. fl., 2005).

FÄR EJ SPRIDAS!

5 Slutsatser

- Betongbeläggningsen slits mindre än referensbeläggningsen av asfalt (ABS16).
- Betongbeläggningsarna ger högre direkta emissioner av PM_{10} än referensbeläggningsen av asfalt (ABS16).
- Ett något mindre dubbutstick vid försöket med asfalt bedöms utgöra en mindre del av förklaringen till de lägre emissionerna.
- PM_{10} -emissionerna från TiOmix-beläggningsen var högre än de från referensbetongen, troligen på grund av andra blandningsförhållanden, som resulterade i mer tillsatt luft, högre vct och därmed lägre hållfasthet.
- Cementen i betongbeläggningsarna bidrar till PM_{10} -emissionerna, vilket framgår av ett påtagligt tillskott av kalcium jämfört med PM_{10} från referensbeläggningsen ABS16. Detta bidrag bedöms vara den viktigaste orsaken till att betongen emitterar mer PM_{10} än referensbeläggningsen av asfalt trots lägre totalt slitage och tyder även på att slitagepartiklar från cement till större andel består av PM_{10} än de från stenmaterialet.
- Titandioxid (TiO_2) finns i PM_{10} från TiOmix-beläggningsen, vilket påvisas av tydligt ökad titanhalt jämfört med PM_{10} från betong utan TiO_2 .
- TiO_2 återfinns i partiklar större än $0,1 \mu m$, med masstopp runt $3-7 \mu m$, vilket tyder på att partiklarna inte sprids i sin ursprungliga storlek, utan ingår i grövre slitagepartiklar av cement.
- Svavel förekommer i högre koncentrationer i proverna från asfalt än från betongerna, vilket indikerar att svavel har bitumen som huvudsaklig källa.
- Betongbeläggningsarna emitterar mot slutet av partikeltesterna betydligt mindre mängd ultrafina partiklar än asfalten. Dessa partiklar är något mindre än de ultrafina partiklar som emitteras från asfaltsslitage.
- PM_{10} och $PM_{2,5}$ från såväl betong som asfalt innehåller PAH (polyaromatiska kolväten). Koncentrationerna är lägre i proverna från betongbeläggningsen vilken kan tyda på att en del av PAH härrör ur bitumen. Dock har inte samma däck använts i de jämförande testerna, varför skillnaden även kan bero på olika PAH-innehåll i däcken.
- PAH-halterna i $PM_{2,5}$ är högre än i PM_{10} , vilket tyder på att PAH är knutet till partiklar i denna fraktion i högre grad än till $PM_{10-2,5}$.

6 Fortsatta studier

De divergerande resultaten av föreliggande studie och den i fält behöver utredas förslagsvis genom att genom mätningar i fält studera skillnader i textur och vägdammsförråd på de olika beläggningstyperna, samtidigt som emissionsmätningar görs.

Idealt borde två nya beläggningar tillverkas av samma tillverkare vid samma tidpunkt och med identiskt förfarande för förnyade tester av såväl slitage som partikelemission.

Orsakerna till att betongbeläggningar ger upphov till lägre emissioner av ultrafina partiklar behöver utredas vidare. Centralt är att kunna provta och identifiera källan/källorna till dessa partiklar, något som hittills inte varit framgångsrikt. Partiklarna kan delvis vara flyktiga vilket försvårar provtagning. Dessutom behöver tillräckliga mängder provtas för analys.

I dagsläget finns inga toxikologiska jämförelser mellan slitagepartiklar från betong, TiOmix och vanlig asfalt. Däremot finns studier av partiklar från olika asfaltsbeläggningar. I projektet WearTox jämfördes två sådana partikeltyper med partiklar från Hornsgatan i Stockholm, tunnelbanepartiklar och dieselpartiklar i en cellstudie och i ett pågående projekt (WearTox II, 2012) studeras toxiciteten hos PM₁₀ från slitage av ABS-beläggningar med tre olika stenmaterial tillsammans med partiklar från bromsar med hjälp av en råttlungmodell. Liknande jämförande studier bör även göras för slitagepartiklar från betongbeläggningar av olika typ.

7 Referenser

- Aatmeeyata, Sharma M. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons, elemental and organic carbon emissions from tire-wear. *Science of the Total Environment*; 408: 4563-4568.
- Boonyatumanond R, Murakami M, Wattayakorn G, Togo A, Takada H. 2007. Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust in a tropical Asian mega-city, Bangkok, Thailand. *Science of the Total Environment*; 384: 420-432.
- Gustafsson M, Berglund CM, Forsberg B, Forsberg I, Forward S, Grudemo S, Hammarström U, Hjort M, Jacobson T, Johansson C, Ljungman A, Nordström O, Sandberg U, Wiklund M, Öberg G. 2006 Effekter av vinterdäck, en kunskapsöversikt, VTI Rapport 543. VTI Rapport 543. VTI, Linköping.
- Gustafsson M, Blomqvist G, Bennet C. 2011a Slitagepartiklar från vägbeläggningar med gummiinblandad bitumen – jämförelse med referensbeläggning, VTI Notat 8-2011. Statens väg- och transportforskningsinstitut, Linköping.
- Gustafsson M, Blomqvist G, Dahl A, Gudmundsson A, Lindbom J, Ljungman A, Rudell B, Swietlicki E. 2005 Inandningsbara partiklar från interaktion mellan däck, vägbana och friktionsmaterial. Slutrapport från WearTox-projektet. VTI Rapport 520. VTI, Linköping.
- Gustafsson M, Blomqvist G, Gudmundsson A, Jonsson P, Swietlicki E. 2011b. Vägbeläggningsans damningsbenägenhet. VTI Rapport 711.
- Gustafsson M, Blomqvist G, Jonsson P, Gudmundsson A. 2009 Slitagepartiklar från vägbeläggning med gummiinblandad bitumen - jämförelser med referensbeläggning. VTI, Linköping.
- Johansson C. 2011 PM10 emission från tysta beläggningar i Stockholmsregionen, ITM-rapport 198. Stockholms universitet, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholm.
- Johansson C, Karlsson H, Rosman K. 2009 PM10 emission från betongbeläggning, ITM-rapport 192. Stockholms universitet, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholm.
- Johansson SAE, Campbell JL, Malmqvist KG. 1995 Particle-Induced X-Ray Emission Spectrometry (PIXE), Eds.: Wiley-Interscience, pp. 451.
- Jonsson P, Hultqvist B-Å. 2008 Mätning av bränsleförbrukning på asfalt- och betongbeläggningar norr om Uppsala, VTI Notat 31. VTI, Linköping.
- Kose T, Yamamoto T, Anegawa A, Mohri S, Ono Y. 2008. Source analysis for polycyclic aromatic hydrocarbon in road dust and urban runoff using marker compounds. *Desalination*; 226: 151-159.
- Kraft L. 2010 Study on TiOmix replacement in white topping and in shotcrete - effects on physical properties. CBI uppdragsrapport P900734, Stockholm.
- Kraft L, Silfwerbrand J. 2011 Study on TiOmix replacement in white topping - effects on physical properties. Second international conference on best practices for concrete pavements. IBRACON ISSN 2175-8182.
- Pengchai P, Nakajima F, Furumai H. 2005 Estimation of origins of polycyclic aromatic hydrocarbons in size-fractionated road dust in Tokyo with multivariate analysis. 51, pp. 169-175.

- Sadiktsis I, Bergvall C, Johansson C, Westerholm R. 2012. Automobile tires-A potential source of highly carcinogenic dibenzopyrenes to the environment. *Environmental Science and Technology*; 46: 3326-3334.
- Shariff A, Martinsson BG, Auzelyte V, Elfman M, Kristiansson P, Malmqvist KG, Nilsson C, Pallon J, Wegden M. 2004. Evaluation of low-energy tailing parameters of a HPGe X-ray detector to be used in GUPIX software library for PIXE analysis. *Nucl. Instr. and Methods in Phys. Res.*; B219-220: 110-114.
- Van Grieken RE, Markowicz A. *Handbook of X-Ray spectrometry*: Marcel Dekker Inc., 2001.
- Wiman LG, Carlsson H, Viman L, Hultqvist B-Å. 2009 Provs med olika överbyggnadstyper, Uppföljning av observationssträckor på väg E6, Fastarp-Heberg, 1996-2006, VTI Rapport 632. VTI, Linköping.