



EXAMENSARBETE INOM SAMHÄLLSBYGGNAD,
AVANCERAD NIVÅ, 30 HP
STOCKHOLM, SVERIGE 2020

Modellering av föroreningspridning från dagvatten till grundvatten

En studie av Norrvattens reservvattentäkt i
Hammarbymagasinet, Upplands Väsby kommun

ANTON HANSSON



Modellering av föroreningspridning från dagvatten till grundvatten

En studie av Norrvattens reservvattentäkt i Hammarbymagasinet, Upplands Väsby kommun

Anton Hansson

Supervisor
Robert Earon

Examiner
Bo Olofsson

Supervisor at Norrvatten
Per-Olof Johansson

Degree Project in Environmental Engineering and Sustainable Infrastructure

KTH Royal Institute of Technology

School of Architecture and Built Environment

Department of Sustainable Development, Environmental Science and Engineering

SE-100 44 Stockholm, Sweden

Summary

The aim of the study was to investigate how stormwater infiltration effected the groundwater quality in an aquifer placed north of Stockholm and used as an emergency water supply by the local federation Norrvatten. Therefore, it is essential that stormwater infiltration do not endanger the ability of the aquifer to be used as water supply. The studied infiltration plant contains of two pipes and is placed around 2,5 km away from the extraction wells used by Norrvatten. The contaminants that was studied were lead, copper, cadmium, chromium, nickel, mercury, PFAS, oil, PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) and benzo(a)pyrene. For each contaminant, a limit of the concentration in the groundwater was set based on Swedish environmental norms (MKN), regulations of drinking water or internal limits by Norrvatten.

The first step in the process was to estimate the pollution concentration in the stormwater reaching the infiltration plant. This was made by using the database of the company StormTac which contains of several measurements from different land uses. The pollution concentration was estimated in different ways, in one case the pre-defined standard concentrations were used. Then a generator was used that picked one measurement from the database and then 500 simulations were performed. Also, the measurements were transformed into a normal distribution. From both these methods the 90-percentile was calculated and used to estimate the pollution concentrations. This contributes to a more conservative way of estimating the concentrations than using the standard concentrations defined in the database.

The transportation through the vadose zone was calculated using a one-dimensional analytic equation which included advection, dispersion, and sorption. The sorption was based on K_d - and K_{OC} -values from literature. This calculation aimed to estimate the time it takes for the contaminants to reach the groundwater level and when the concentration there was stabilized. Another analytical model was used to estimate the further spreading in the groundwater zone. This model included mixture with fresh groundwater upstream. The model calculates the maximum concentration that can occur at a distance downstream from the infiltration. The concentration at 20, 50, 100 and 200 meters downstream was calculated with this model and compared with the defined concentration limits. The last step in modelling the spreading of pollution was particle tracking in a groundwater model in the software FeFlow from DHI. Particles were released at the place of infiltration and then forward particle tracking were made using Random-Walk, in the model advection and dispersion was included. From the results approximate travel times to the wells could be decided.

From the results in the study the concentration of oil gives most rise to concern. The concentration heavily exceeds the limit in groundwater at all the four distances. However, purification with oil separator has not been included in the study and the concentration in the infiltrated stormwater most probably considerably lower than the used value. Some local quality problems appear for lead, mercury, PAH and benzo(a)pyrene at a maximum distance of 100 meter downstream of the infiltration plant. Of course, attention must also be payed to other sources of contamination which has not been included in this work

Abstract

I detta arbete har studerats hur infiltration av dagvatten påverkar grundvattenkvaliteten i del av stockholmsåsen som kallas Hammarbymagasinet. Hammarbymagasinet ligger i Upplands Väsby kommun norr om Stockholm och nyttjas av kommunalförbundet Norrvatten som reservvattentäkt vid eventuella störningar i den ordinarie försörjningen från Görvälnverket vid Mälaren. En befintlig anläggning som används av Upplands Väsby kommun belägen i magasinet har studerats där dagvatten infiltreras genom infiltrationsrör. Anläggningen är belägen cirka 2,5 km söder om Norrvattens uttagsbrunnar. De föroreningar som analyserades var bly, koppar, kadmium, krom, nickel, kvicksilver, PFAS, olja, PAH (polycykliska aromatiska kolväten) och benso(a)pyren. För varje förorening har ett gränsvärde använts som antingen kommer från miljökvalitetsnormer, livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter eller Norrvattens interna riktvärden.

Första steget var att uppskatta föroreningshalterna i dagvattnet vilket gjordes med hjälp av data från StormTac's databas. Där finns mätningar av föroreningshalter från olika markanvändningar från olika platser runt om i världen och det finns även framräknade schablonhalter. Då det är svårt att veta hur förorenat dagvattnet på den aktuella platsen är i jämförelse med mätningarna i databasen så har flera olika beräkningar gjorts för olika föroreningskoncentrationer. Först användes bara schablonhalterna, där utöver användes även en slumpgenerator där en mätning ur databasen slumpmässigt valdes 500 gånger. Utifrån simuleringarna beräknades sedan 90-percentilen för att få fram en koncentration. Mätningarna i databasen transformerades även till en normalfördelning med hjälp av Statgraphics 18, utifrån det kunde en ny 90-percentil beräknas.

Transporten genom den omättade zonen uppskattades med en endimensionell analytisk ekvation som tog hänsyn till advektion, dispersion och adsorption. För att uppskatta adsorptionen användes litteraturvärden på K_D -värden och K_{OC} -värden. Denna beräkning syftade till att klarlägga tiden det tar för föroreningarna att nå grundvattnet och efter hur lång tid som koncentrationen stabiliseras. Därefter användes en annan beräkningsmodell i den mättade markzonen där hänsyn enbart togs till utspädning med det rena grundvattnet som antogs komma uppströms ifrån. Modellen saknar tidsaspekt utan beräknar den maximala halten som kan uppstå nedströms infiltrationen vid ett visst avstånd beroende på koncentrationen i det infiltrerande dagvattnet, grundvattenflödet i magasinet och storleken på den förorenade plymen. Med hjälp av modellen beräknades koncentrationen i grundvattnet vid 20, 50, 100 och 200 meter nedströms infiltrationen. Som ett sista steg i modelleringen så användes en grundvattenmodell i mjukvaran FeFlow från DHI för att se hur partiklar rör sig i magasinet. Då släpptes partiklar ut vid infiltrationspunkten och sedan skapades partikelbanor med hjälp av random-walk och även här togs hänsyn endast till advektion och dispersion. På så vis kunde en ungefärlig transporttid till brunnarna bestämmas.

Utifrån de resultat som har beräknats så är det framförallt halten av olja i grundvatten som kan komma att bli problematisk då gränsvärdet kraftigt överskrids nedströms infiltrationen enligt de beräkningar och antagande som gjorts i arbetet. Här måste dock poängteras att ingen hänsyn till rening med hjälp av befintlig oljeavskiljare har tagits vilket gör att koncentrationen i grundvattnet troligtvis överskattas. I övrigt kan mindre kvalitetsproblem lokalt nedströms infiltrationen uppstå även för bly, kvicksilver, PAH och benso(a)pyren. Dessa bedöms dock inte kunna hota magasinets funktion som reservvattentäkt. Samtidigt måste självklart hänsyn tas till övrig föroreningsbelastning av magasinet vilket inte gjorts i detta arbete.

Nyckelord

Dagvatten, dagvatteninfiltration, vattenförsörjning, grundvattenmodellering, föroreningspridning.

Förord

Först främst riktas ett stort tack till Norrvatten och Upplands-Väsby kommun för möjligheten till att genomföra ett intressant arbete. Helene Ejhed, Louise Andersson och Björn Lönnerholm har alla varit behjälpliga vad gäller information om platsen, infiltrationsanläggningen och övrigt som hjälpt till i och inspirerat till arbetet. Vidare ska mina två handledare, Per-Olof Johansson och Robert Earon, ha det ödmjukaste av tack för all er hjälp och kunskap, utan er inget arbete.

Utöver det tackas StormTac för fri tillgång till databasen och DHI för tillgängligheten till FeFlow. Utan dessa hade arbetet inte kunna genomförts i dess nuvarande form.

Anton Hansson
Jönköping, Augusti 2020.

Innehållsförteckning

Introduktion.....	1
Syfte.....	2
Litteraturgenomgång.....	3
Dagvatten.....	3
Transport genom den omättade zonen.....	3
Petroleumprodukter.....	4
PFAS.....	4
Tungmetaller.....	5
Miljö kvalitetsnormer.....	5
Metod.....	6
Data.....	6
Studieområde.....	6
Hammarbymagasinet.....	6
Truckvägen.....	7
Föroreningshalter dagvatten.....	11
Slumpgenerator.....	11
Normalfördelning.....	11
Framtidsscenario.....	13
Föroreningshalter grundvatten.....	13
Infiltrationsberäkningar.....	13
Spridningsmodell mättad zon.....	15
Partikelspårning.....	17
Resultat.....	19
Föroreningshalter dagvatten.....	19
Föroreningshalter grundvatten.....	24
Partikelspårning.....	33
Diskussion.....	40
Slutsats.....	42
Förslag till vidare studier.....	42
Referenser.....	43
Appendix 1.....	47
Appendix 2.....	50
Appendix 3.....	52
Appendix 4.....	65

Introduktion

Grundvatten är det vatten som finns i marken under oss där samtliga hålrum i jord och berg är vattenfyllda och står för ungefär 99 % av världens sötvatten, snö och is exkluderat (Lerner et al. 2009). Det har en viktig roll i samhället då det ofta används till dricksvattenförsörjning och vanligen är så rent att inga eller små reningsåtgärder innan användning krävs (Knutsson et al. 2002). Emellertid hotas grundvattnets kvalitet av antropogen aktivitet som kan orsaka både punktutsläpp och diffusa utsläpp av miljö- och hälsofarliga ämnen (Lerner et al. 2009). Punktutsläpp är momentana och kan till exempel uppstå vid olyckor medan diffusa utsläpp ofta är kontinuerliga och kan uppstå från till exempel jordbruk eller läckande rör (Lerner et al. 2009).

Grundvattnet bildas av den nederbörd som inte avdunstar eller avrinner utan infiltrerar ner i marken och för att ha ett hållbart uttag måste uttaget stå i relation till nybildningen (Lerner et al. 2009). Hur stor nybildning som sker beror bland annat på hur genomsläpplig jorden är, låg genomsläpplighet leder till låg nybildning då större del avdunstar och rinner av (Knutsson et al. 2002). Även nybildningen av grundvatten drabbas av antropogen påverkan till exempel genom förändrad markanvändning som genom hårdgörande av ytor leder till att nederbörden samlas in i brunnar och leds bort från området (Zgheib et al. 2012).

Dagvatten avser det regnvatten som rinner av från till exempel vägar och byggnader och kan föra med sig diverse föroreningar som tungmetaller, petroleum och släckvatten beroende på markanvändningen (Zgheib et al. 2012). Läckage från dagvattenledningar i urbana miljöer kan stå för en betydande del av grundvattenbildningen och har identifierats som ett hot mot kvaliteten i grundvattentillgångar (Peché, 2019). Typiska värden på läckage från ledningar är 25 % (Lerner et al. 2009).

Norrvatten är ett kommunalförbund som förser norra Stockholm med vatten och använder sig av fyra grundvattentäkter i Stockholmsåsen som reserv till den ordinarie försörjningen från Mälaren. En av täkterna belägen i Hammarbymagasinet i Upplands Väsby kommun och är enligt 3 kapitlet 8§ miljöbalken ett riksintresse för vattenförsörjning. För att säkerhetsställa dricksvattenförsörjningen även vid störningar krävs det att grundvatten finns i tillräckliga kvantiteter samt är av tillfredsställande kvalitet. Idag bedöms kvaliteten vara otillfredsställande vilket beror på höga halter av klorid och uran samt att kemiska bekämpningsmedel och PFAS har detekterats i åsen (Johansson & Djurberg 2019). Ett grundvattenmagasins kvalitet påverkas i stor utsträckning av de föroreningar som kan infiltrera ner i marken från olika verksamhetsområden i dess närhet.

I den nyligen antagna översiktsplanen (ÖP) *Väsby Stad 2040* går att läsa att "varken vattenkvalitet eller vattenkvantitet i åsen ska försämrans genom tillkommande bebyggelse". Exakt hur det ska säkerhetsställas framgår inte i ÖP. I dagvattenpolicyn antagen av Upplands-Väsby kommun 2016 går att läsa att dagvattenhanteringen ska ske på sådant sätt att konsekvenserna vid översvämningar minskas, den naturliga vattenbalansen bevaras, föroreningsmängden minskas, dagvattenflöden utjämnas och bebyggelsemiljön berikas. Merparten av dagvattnet i kommunen leds till närliggande ytvatten men det finns även anläggningar där dagvatten infiltreras ner i marken.

I det här arbetet är avsikten att undersöka hur grundvattenkvaliteten i magasinet påverkas av infiltrerande dagvatten från olika områden i kommunen. Det finns tre infiltrationsanläggningar för dagvatten i kommunen och i det här arbetet analyseras en av dem. För att göra detta behöver dagvattenmängder och föroreningskoncentrationer identifieras från de olika områdena. Ett verktyg som ofta används för beräkningar av belastning från dagvatten är StormTac. I det här arbetet används deras databas för att uppskatta föroreningskoncentrationer och avrinningskoefficienter. I databasen finns

schablonhalter framtagna för de flesta föroreningar och typer av markanvändningar men istället för att bara använda dessa värden görs även en statistisk analys av föroreningshalterna vilket syftar till att öka säkerheten i beräkningarna.

Anläggningen är belägen alldeles bredvid E4:an och området har ett högt exploateringsstryck vilket innebär att det kan bli ny- och ombyggnationer i framtiden. Vid sådan händelse är det viktigt att förstå hur det påverkar dagvattnet både vad gäller mängder och föroreningshalter samt hur det skulle påverka grundvattenkvaliteten för att kunna besluta om dagvattnet ska fortsätta infiltreras eller istället ledas bort.

Syfte

Syftet med arbetet är att utreda hur grundvattenkvaliteten påverkas i Hammarbymagasinet till följd av infiltration av dagvatten från en infiltrationsanläggning i Upplands Väsby kommun. De föroreningar som studeras är tungmetallerna bly, koppar, kadmium, krom, nickel, kvicksilver samt klorid, PFAS (per- och poly-fluorerade alkylsubstanser), PAH (polycykliska aromatiska kolväten) och benso(a)pyren specifikt vilken är en PAH.

Som hjälp används StormTac's databas över föroreningskoncentrationer i dagvatten för att kunna uppskatta rimliga spann på koncentrationer som kan nå infiltrationsanläggningarna och sedermera även grundvattnet. Väl där kan koncentrationen i grundvattnet vid olika punkter nedströms beräknas och jämföras med de miljökvalitetsnormer och dricksvattenföreskrifter som finns. Härifrån beräknas även vilka halter som maximalt kan finnas i infiltrationsvattnet genom att bestämma hur stor zon i grundvattnet som får vara förorenad. Vidare ska bidraget från respektive markanvändning utredas samt vad som skulle hända i ett fall då ny industrimark byggs inom respektive område som ersättning för bostadskvarter.

I beräkningarna kommer ingen hänsyn till övriga föroreningskällor tas eller till den nuvarande grundvattenkvaliteten vad gäller studerade föroreningar utan att grundvattnet i åsen antas vara helt rent och påverkas endast av den studerade dagvatteninfiltration.

Sammanfattningsvis ska följande frågor undersökas i arbetet:

Vilka typer av markanvändningar bidrar med störst föroreningsbelastning till anläggningarna?

Vilka föroreningshalter kan man förvänta sig i grundvattnet under infiltrationsanläggningarna i dagsläget?

Hur långt nedströms överstiger halterna i grundvattnet miljökvalitetsnormerna i de olika scenarierna?

Vad skulle hända med föroreningshalterna som når grundvattnet om all bostadsmark i områdena istället omvandlas till industriområden?

Litteraturgenomgång

Dagvatten

Dagvatten kan transportera stora mängder föroreningar orsakade av antropogen aktivitet och för att lindra effekten av detta kan särskilda infiltrationsbassänger anläggas för att möjliggöra grundvattenbildning då jorden fungerar som ett filter (Coulon et al. 2015). Dagvatteninfiltration ökar bildningen av grundvatten och grundvattennivåerna vilket kan leda till minskad infiltrationskapacitet och översvämningar i områdena med ytliga grundvattennivåer (Locatelli et al. 2017). I infiltrationsbassängerna finns en risk att fasta partiklar som transporterats med dagvattnet fastnar i botten och bildar ett sedimentlager som minskar infiltrationskapaciteten (Coulon et al. 2015). För att beskriva en bassängs effektivitet används idag den hydrauliska konduktiviteten vid mättande förhållanden vilken har visat sig kunna sjunka upp till 70% på bara några veckor (Coulon et al. 2015). Vid infiltration av dagvatten är det av betydelse att förutse hur det påverkar vattenflödena under marken (Locatelli et al. 2017). I laboratorieförsök gjorda av Coulon et al. (2015) har en ackumulationshastighet på omkring 1 cm/år beräknats. Flera faktorer måste dock beaktas för att bedöma ackumulationshastigheten såsom arean på bassäng och avrinningsområde, nederbörd och vattenflöde till dammen (Coulon et al. 2015).

Transport genom den omättade zonen

Den omättade zonen är den översta delen av marken där jordens hålrum är fyllda med både luft och vatten. Ett ämnes transport i mark beror på en rad olika faktorer såsom föroreningens kemiska egenskaper, markens egenskaper samt områdets hydrologiska egenskaper. De kemiska egenskaperna för föroreningen handlar om dess flyktighet, löslighet, densitet med mera. Markegenskaperna som har störst påverkan är porositet, kornstorlek, halt organiskt material samt textur och de hydrologiska egenskaperna som behöver beaktas är främst grundvattenbildning och avrinning. Naturliga processer i marken som skyddar grundvattentäcker mot föroreningar kan vara fysiska (adsorption, spridning och flyktighet), kemiska (oxidation och reduktion) samt biologiska (aerobisk och anaerobisk nedbrytning) (Yang et al. 2013). Generellt gäller att en förorening kan finnas representerad i tre olika faser nämligen gas, flytande eller fast (Gustafsson et al. 2010). Mellan dessa faser kan sedan föroreningen omvandlas på dess väg genom marken. Sambanden mellan faserna kan beskrivas med hjälp av olika fördelningskonstanter som beskriver föroreningens tendens att gå från en fas till en annan.

Det finns även föroreningar som kan förekomma i fri fas vilket betyder att de finns representerade i sin rena form utan att vara bundna till partiklar eller lösta i vatten. Exempel på föroreningar som kan finnas i fri fas är främst petroleumprodukter såsom bensin och olika oljor som har mycket låg vattenlöslighet. Föroreningar som finns representerade i fri fas kan spridas snabbt genom den omättade markzonen ner till grundvattenytan (Naturvårdsverket, 2009).

Advektion är en transportprocess som innebär att lösta föroreningar följer med vattnet i vattnets strömriktning (Cvetkovic et al. 2008). Spridning sker till följd av två processer, dels till följd av att ett ämne strävar efter koncentrationsjämvikt vilket innebär att partiklar kommer röra sig från områden med hög koncentration till områden med låg koncentration, dels till följd av att det finns skillnader i vattnets hastighet i jorden vilket innebär att vissa partiklar kommer transporteras fortare än andra (Bundschuh et al. 2012).

Adsorption är en reversibel reaktion mellan ett löst ämne och ytor på fasta partiklar, genom att fasta partiklar binder upp lösta ämnen transporteras ämnen generellt sett långsammare än vattenpartiklar

genom marken (Gustafsson et al. 2010). Den totala mängden förorening minskar alltså inte till följd av adsorption däremot sker en omfördelning mellan löst och fast fas vilket gör att koncentrationerna i till markvattnet kan minska till följd av adsorption. Det finns olika mekanismer som kan driva adsorptionen däribland jonbyte, ytkomplexbildning och "hydrofob adsorption" (Gustafsson et al. 2010). För att adsorptionen ska vara effektiv krävs stora specifika ytor varför grövre partiklar som sand och grus har låg förmåga att adsorbera ämnen medan lerpartiklar, oxidtytor och humusämnen är effektiva (Gustafsson et al. 2010). Adsorption är oftast den enskilt viktigaste mekanismen som styr ett ämnes transporttid (Gustafsson et al. 2010). De huvudsakliga faktorer som påverkar fastläggningens effektivitet är halten av organiskt kol, distributionskoefficienten samt storleken på och antalet tillgängliga ytor (Berkowitz et al. 2004; Chesnaux, 2011; Gustafsson et al. 2010).

Petroleumprodukter

Bensin och andra petroleumprodukter innehåller bland annat de så kallade BTEX-substanserna (bensen, toluen, etylbensen och de tre xylenisomererna), där bensin utmärker sig som särskilt giftig (Gustafsson et al. 2010).

När jorden har uppnått jämvikt vad gäller adsorption kommer fastlagda kolväten frisläppas av passerande vatten (Yang et al. 2013). Den omättade zonen har genom sin adsorption och nedbrytning en essentiell funktion vad gäller att skydda grundvattenförekomster från petroleumföroreningar (Yang et al. 2013). Fördröjningen i den omättade zonen till följd av adsorption har visat sig vara mer effektiv för fin sand jämfört med grov sand (Yang et al. 2013), vilket indikerar att ju finare jordpartiklar desto större fastläggning.

PFAS

PFAS är högfluorerade ämnen som skapats av människan och har använts i över 60 år. Dess användningsområden är bland andra ytbehandling, skidvalla och brandskum (Weber et al. 2017; Kwok et al. 2013). PFAS är persistenta, bioackumulerande och toxiska (Kemikalieinspektionen, 2015) vilket leder till att även relativt små utsläpp skapar stora problem när de ackumuleras samt att de är ett hot för ekosystem även lång tid efter det att de har släppts ut. Hälsoriskerna associerade med PFAS inkluderar cancer och försvagning av immunförsvaret hos barn (Weber et al. 2017). Två exempel på PFAS-ämnen är PFOS och PFOA som är vanligt förekommande i både yt- och grundvatten i Sverige idag (Naturvårdsverket, 2020). Idag är det endast PFOS av de högfluorerade ämnen som har förbjudits inom EU, förbudet trädde i kraft 2008 men än idag finns det i svenska vatten. Amerikanska myndigheten för miljöskydd (EPA) rekommenderar 70 ng/L av PFOS och PFOA kombinerat som maximal koncentration i dricksvatten för livstidsbruk (Weber et al. 2017). I Sverige har livsmedelsverket satt en åtgärdsgräns för PFAS i dricksvatten som är 90 ng/l vilket betyder att åtgärder ska vidtas för att sänka halten så lågt som möjligt vid denna gräns (Hallidin Ankarberg, 2016). Om halten PFAS överskrider 900 ng/l ska det undvikas att dricka eller användas i matlagning. Livsmedelsverket har valt ut elva olika PFAS-ämnen som lämpliga att undersöka i dricksvatten vilka är: PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA samt PFDA och som tillsammans går under namnet PFAS-11.

PFAS kan spridas från den omättade markzonen ner till grundvattnet långt efter (18–20 år) att det släpps ut visar en studie av Weber et al. (2017). PFAS har identifierats i betydande koncentrationer på Svalbard vilket indikerar att dessa är stabila i naturen och kan transporteras långt från utsläppspunkten (Kwok et al. 2013). Enligt Brusseau et al. (2019) är fastläggningen av PFOS och PFOA större i den omättade zonen tack vare adsorption i kontaktytan mellan luft och vatten. Distributionen mellan olika faser är vanligen den primära processen som påverkar transporten av PFAS (Brusseau et al. 2019). Då PFAS är ytaktiva

medel är adsorption vid gränsen mellan vatten och luft en viktig del som styr i vilken fas det förekommer (Brusseau et al. 2019). Även adsorption till fast fas av NAPL samt adsorption vid ytan mellan NAPL och vatten är betydande för transporten av PFAS (Brusseau et al. 2019).

Tungmetaller

Koppar, bly, krom och kvicksilver är metaller som lätt hydrolyseras och har generellt enkelt att adsorbera i marken (Gustafsson et al. 2010). K_D -värdena för dessa metaller är nästan alltid över 1000 (Gustafsson et al. 2010). Koppar och bly är toxiska först vid höga koncentrationer medan kvicksilver alltid är det även vid låga koncentrationer. Adsorption av bly, koppar och kvicksilver sker främst genom ytkomplexbildning till humusämnen, lermineral och Fe/Al-oxider. Kadmium är en av de allra mest toxiska metallerna och saknar känd biologisk funktion. Kadmium och nickel adsorberas främst genom ytkomplexbildning och jonbyteunder syresatta förhållanden vilket generellt råder i den omättade markzonen. Dessa metaller adsorberas inte lika starkt som till exempel koppar och bly och dess K_D -värden ligger mellan 10 och 100. Lösligheten varierar kraftigt med pH till följd av svagare komplexbindning vid låga pH vilket i sin tur leder till att fria katjoner dominerar i vattnet.

Miljö kvalitetsnormer

Miljö kvalitetsnormer (MKN) finns för samtliga vattenförekomster och för grundvatten innebär det att förekomster ska ha god kemisk grundvattenstatus och god kvantitativ status (Svenskt Vatten, 2020). God ekologisk status innebär att förekomsten är lite påverkad av människan vid jämförelse med en helt opåverkad miljö. Miljö kvalitetsnormerna är fastställda i 5 kap 2 § miljöbalken och är ett rättsligt verktyg med krav på vattnets kvalitet vid en viss tidpunkt (SGU, 2013). Det finns möjlighet till undantag där det både kan handla om förlängd tidsfrist och om sänkta kvalitetskrav. I tabell 1 nedan redovisas gränsvärde och utgångspunkt för att vända trend för bly, kadmium, kvicksilver, klorid, PAH och benso(a)pyren (SGU, 2013). När halten i grundvattnet uppnår värdet för vända trend ska åtgärdas för att sänka halten vidtas (SGU, 2013). Koppar, krom, och nickel saknar MKN varför livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten används istället, för koppar har värdet för tjänligt med anmärkning satts som utgångspunkt för att vända trend. För PFAS finns varken MKN eller ett gränsvärde för dricksvatten därför används Livsmedelsverkets åtgärdsgräns på 90 ng/l (PFAS-11). För olja så har Norrvatten en intern gräns på 5 µg/l.

Tabell 1: Riktvärden för respektive förorening. Enhet µg/l om inte annat ges.

Ämne	Gränsvärde	Vända trend	Referens
Bly	10	2	SGU, 2013
Koppar	2000	200	Livsmedelsverket, 2017
Kadmium	5	1	SGU, 2013
Krom	50		Livsmedelsverket, 2017
Nickel	20		Livsmedelsverket, 2017
Kvicksilver	1	0.05	SGU, 2013
Klorid [mg/l]	100	50	SGU, 2013
PFAS [ng/l]	90		Livsmedelsverket, 2016
Olja	5		Norrvatten, 2020
PAH [ng/l]	100	20	SGU, 2013
Benso(a)pyren [ng/l]	10	2	SGU, 2013

Metod

Data

Föreningshalterna i dagvattnet från de olika markanvändningarna har tagits från StormTac's databas (Larm, 2020) då några specifika mätningar av föreningshalten på det aktuella dagvattnet inte finns. I StormTac's databas finns en rad olika mätningar med referensdata gjorda på dagvatten från diverse platser runt om i världen, för respektive markanvändningsområde finns även schablonhalter framtagna. Detta gör att man kan få en ganska bra ungefärlig bild av hur stora föreningsmängder som olika typer av områden släpper ut samt hur inbördesförhållanden är mellan olika användningsområden. Handelsområde finns inte med i StormTac's databas så där har värdena tagits för industriområde då det ansågs vara det mest lika användningsområdet. I det här arbetet är tanken att utgå från samtliga mätningar för respektive markanvändningsområde och utifrån dessa räkna ut möjliga föreningshalter i dagvattnet från studieområdet.

När det gäller tungmetaller finns i databasen mätningar på både totalhalt i dagvatten och på enbart den lösta halten. I det här arbetet har beräkningar gjorts på båda som två olika fall; ett för totalhalten och ett för bara den lösta halten. Samtliga PFAS-11 inte finns med i databasen utan de som finns är PFOS, PFOA, PFDA, PFHpA, PFNA och PFUnA. Värden på alla dessa finns inte för alla markanvändningsområden utan ofta finns bara PFOS. När det gäller PFAS är det så att det i många fall endast finns en enda mätning på halterna vilket gör att de kan skilja sig kraftigt från i det här fallet om verksamheterna som bedrivs på platserna är väldigt olika mot där mätningarna gjordes. Samma problematik, med få antal mätningar, finns även kring benso(a)pyren och PAH samt för mätningar från skogsmark.

I appendix 1 finns de uppmätta föreningskoncentrationerna i dagvattnet från respektive markanvändningsområde presenterade i tabellform. Det som redovisas är schablonhalt, min, median och max-halt samt antalet mätningar.

Studieområde

Hammarbymagasinet

Det valda studieområdet är beläget i Upplands-Väsby kommun strax öster om Upplands-Väsby centrum. Stockholmsåsen går i nord-sydlig riktning genom studieområdet och består av isälvsediment som avsatts under den senaste nedisningen. Magasinet avgränsas i söder av en bergvattendelare och i norr av sjön Fysingen och är cirka 7 km långt, bredden varierar mellan 200 och 700 m (Eriksson, 2009). Grundvattennivån i magasinet faller från cirka +18 m i de södra delarna till omkring +2 m i norr, strax över sjöns nivå (Johansson & Djurberg 2019). Norrvattens reservvattentäkt är belägen i de norra delarna nära sjön Fysingen. I det här området finns även en källa med ett utflöde på ca 10–15 l/s samt ett mindre reservvattenverk för Löwenströmska sjukhuset som idag används för kyla och värme till sjukhuset. Magasinet mäktighet varierar mellan 10 till 30 m, i området kring själva tälten är djupet mer än 20 m. Grundvattenbildningen i magasinet sker främst genom infiltration av nederbörd på åsen eller i nära anslutning vilka räknas som primära och sekundära tillrinningsområden. Möjligheterna för långsiktigt uttag bedöms ligga på 80–110 l/s, kortsiktigt kan betydligt större uttag ske. När uttag sker antas även inducerad infiltration från sjön Fysingen ske till följd av sänkt grundvattennivå i magasinet (Eriksson, 2009). Norrvattens uttagsrätt ur magasinet enligt nuvarande vattendom (VA 52/78 Dom 1979-02-15) redovisas i tabell 2 nedan:

Tabell 2: Uttagsrätt för Norrvatten ur Hammarbymagasinet under olika tidsintervall enligt gällande vattendom.

	Vattenmängd [m ³]	Motsvarande flöde [l/s]
Per dygn (kortvarigt)	26 000	301
Per månad	100 000	39
Per år	400 000	13

Vattentäkten är redo att när som helst tas i drift vid störningar av den ordinarie försörjningen vid Görvålnverket men som framgår av tabellen får större vattenmängder, 300 l/s, bara tas ut under korta tidsperioder, ca 4 dygn. Norrvatten jobbar idag för att kunna klara ett längre uppehåll i den ordinarie försörjningen vilket skulle kräva att 300 l/s kan pumpas från Hammarbymagasinet under en månad vilket motsvarar ca 800 000 m³ (Johansson & Djurberg 2019). För att se hur magasinet skulle svara på ett sådant uttag har en rad provpumpningar, infiltrationsförsök och modelleringar gjorts och resultaten indikerar att uttag av 300 l/s kan göras under en månad utan någon betydande omgivningspåverkan (Johansson & Djurberg 2019).

De kvalitetsproblem som idag finns i åsen är bland annat kloridhalten som är ungefär 100 mg/l och härleds till tidigare aktivitet vid ett vägsaltlager samt infiltration av salt dagvatten från E4 till följd av halkbekämpning (Eriksson, 2009). Idag är vägdikena tätade med geomembran och aktiviteten vid vägsaltlagret är avslutad vilket har lett till att kloridhalten har stabiliserats i åsen (Eriksson, 2009). I Johansson & Djurberg (2019) redovisas två mätningar av PFAS från Norrvattens vattentäkt med halter på 9 och 51 ng/l.

Truckvägen

Den studerade infiltrationsanläggningen är belägen vid Truckvägen 18 och 20 dit dagvatten från ett mindre område med blandad markanvändning. Här sker infiltrationen genom två dräneringsrör (DSA-rör) med en längd på ca 60 m och infiltrationsyta ca 1 m² per meter ledning. Området är beläget öster om Upplands-Väsby Centrum och visas i figur 1, infiltrationsrören är ungefärligt markerade i rött.



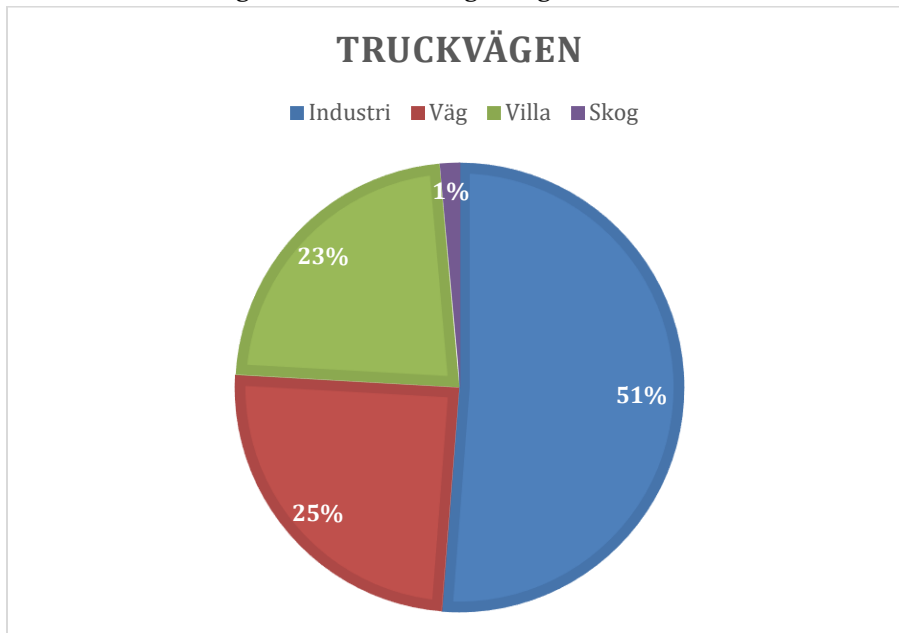
Figur 1: Studieområde Truckvägen, infiltrationsrören är markerade i rött, avrinningsområdet visas transparent. Bakgrundsbild flygfoto Rgb050 från ©Lantmäteriet.

Som framgår av figuren består området främst av industriområden och villor men även handelsområden, skog och vägar finns. I tabell 3 presenteras storlek, avrinningskoefficient och dagvattenmängd för respektive delområde. Dagvattenmängderna baseras på underlag från Upplands-Väsby kommun som har använt sig av StormTac's värden på avrinningskoefficienter och nederbörden på 588 mm grundar sig på SMHI:s data från mätstation Arlanda norr om modellområdet under åren 1961–1990, vilket är den nu gällande standardnormalperioden som används för klimatbeskrivningar enligt SMHI.

Tabell 3: Markanvändning, area, avrinningskoefficient samt dagvattenmängd för respektive delområde inom avrinningsområde Truckvägen.

Polygon	Markanvändning	Area [m ²]	Avrinningskoefficient	Dagvatten [mm/år]	Dagvatten [l/d]
40	Skog	6550	0,05	29	540
44	Handelsområde	15585	0,7	412	17 570
113	Villaområde	60045	0,25	147	24 180
139	Industriområde	45912	0,5	294	36 980
164	Väg	6269	0,85	500	8580
192	Väg	12919	0,85	500	17 690
239	Skog	11933	0,05	29	960
Totalt:	-	159200	-	-	106 500

I figur 2 nedan redovisas hur mycket dagvatten som kommer från de olika markanvändningstyperna. Observera att i kategorin *Industri* så ingår dagvatten från både handelsområde och industriområde.



Figur 2: Cirkeldiagram som visar hur mycket av dagvattnet i dräneringsrören vid Truckvägen som kommer från respektive markanvändningsområde. I diagrammet så ingår både industriområde och handelsområde under kategorin Industri.

Geologin i området visas i figur 3 nedan och karaktäriseras av sand men det finns även områden med lera, morän och berg i dagen. Området ligger strax öster om själva åskärnan. Själva infiltrationen sker där det finns sand och under bedöms ett tätande lerlager finnas, något detaljerat material om de geologiska förhållandena finns dock inte varför ingen exakt jordlagerföljd kunna bestämmas. Då infiltrationsrören ligger på ungefär 1 meters djup så antas det istället att infiltrationen sker direkt i åsmaterialet.



Figur 3: Jordartskarta 1:25 000 – 1:100 000 från SGU över Truckvägen, avrinningsområdet består av de i ljusblått markerade områdena. Bakgrundsbild flygfoto Rgb050 från ©Lantmäteriet.

Eftersom dagvatten från hela avrinningsområdet samlas upp och leds till rören kommer en blandning av dagvatten från de olika områdena att ske vilket tillsammans med den totala dagvattenmängden ger koncentrationen i det vatten som infiltreras. För att beräkna vad koncentrationen i rören blir används ekvationen 1 för respektive delområde och den totala belastningen divideras sedan med den totala dagvattenmängden. Detta gör att delområdenas dagvattenmängder, som definieras utifrån dess area och avrinningskoefficient, blir viktningskoefficienter och områden som bidrar med stora mängder dagvatten har större inverkan på den totala koncentrationen.

$$Bel [\mu g/d] = Mängd [l/d] * halt [\mu g/l] \text{ (ekv 1)}$$

Föroreningshalter dagvatten

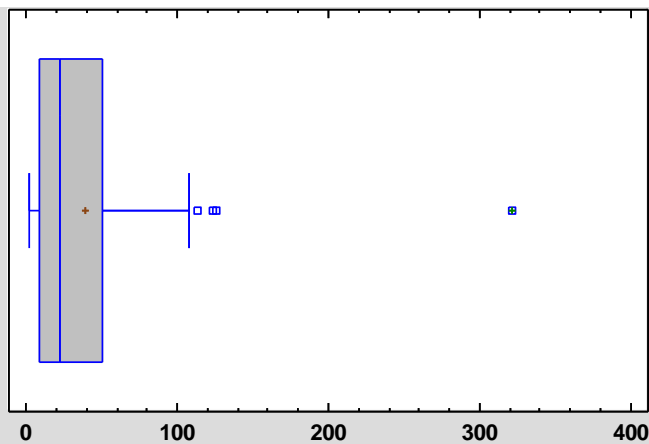
Slumpgenerator

Koncentrationen i dagvattnet har beräknats genom 500 simuleringar där koncentrationen för varje delområde har slumpats utifrån de tillgängliga mätningarna från den aktuella markanvändningen. Det betyder att två områden som båda består av samma markanvändningstyp kan få olika halter i samma simulering då slumpandet sker individuellt för varje delområde. Det betyder också att samtliga delområden kan anta min- eller max-värdet i samma simulering vilket leder till väldigt osannolika koncentrationer i dagvattnet den simuleringen varför 500 olika simuleringar har gjorts. Utifrån simuleringarna har sedan min-, median- och max-koncentrationer samt tiotals-percentilerna beräknats.

Normalfördelning

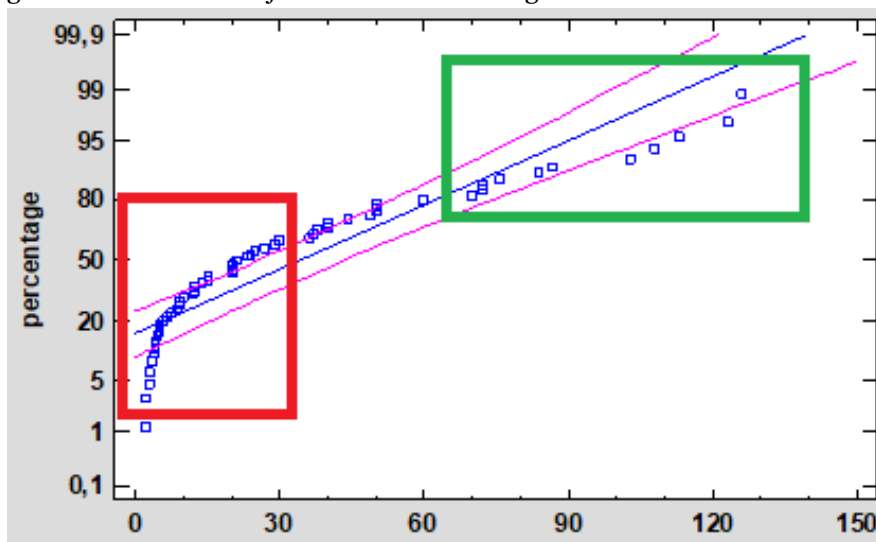
De uppmätta värdena i StormTac har i arbetet transformerats till normalfördelning med hjälp av programvaran Statgraphics 18. Det har gjorts en power transformation som följer metodiken från Box & Cox (1964) där syftet är att öka variansen på de ställen där det behövs och minska den där det är nödvändigt för att mätvärdena bättre ska följa en normalfördelning. Om man studerar värdena i databasen så märks att medianhalten alltid ligger betydligt närmare minimumhalten än maxhalten vilket betyder att täthetsfunktion för mätvärdena har en tydlig skevhet (skewness) jämfört med en normalfördelningskurva. Detta kan innebära att sannolikheten för de högsta värdena överskattas i slumpgeneratorn varför även denna transformation gjorts.

Det första steget i transformation bestod av att identifiera s.k. outliers bland mätvärdena vilket gjordes genom låddiagram av datan enligt exempel i figur 4 nedan där låddiagram för mätvärdena av bly från väg visas. Värdet på drygt 300 anses här vara en outlier och tas bort från mätvärdena innan själva transformation görs.



Figur 4: Låddiagram som visar fördelningen av uppmätta värden av blyhalten i dagvatten från väg i databasen från StormTac, den horisontella axeln visar koncentrationen i µg/l.

I figur 5 nedan ses blyhalten från väg plottad i en QQ-plot där de blåa boxarna är mätvärden, den blå linjen representerar en perfekt normalfördelning och de lila linjerna är 95 % konfidensintervall för en normalfördelning. Här kan man tydligt se att mätvärdena inte är normalfördelade och att en transformation behövs för att kunna öka variansen i den röda rektangeln och minska variansen i den gröna för att bättre följa en normalfördelning.



Figur 5: QQ-plot av mätvärden av blyhalten från väg. Den horisontella axeln visar koncentration i µg/l.

Efter att transformationerna gjorts för respektive förorening och markanvändningsområde kan en bakåt-transformation göras för att kunna jämföra den transformerade normalfördelning med de ursprungliga mätvärdena i StormTac. Detta gjordes genom att beräkna antalet värden i olika intervall och sedan använda dessa för att plotta upp sannolikhetsdensitetsfunktioner (PDF).

För att kunna göra dessa transformationer bedömdes att minst 5 mätningar per markanvändningsområde måste finnas för göra att transformationer meningsfulla. Därför har denna del inte gjorts för PFAS eller benso(a)pyren, det har heller inte gjorts för skogsområden.

Framtidsscenario

I ett fall undersöks vad som skulle hända med föroreningshalterna om respektive villaområdet skulle omvandlas till industriområde. De nya markanvändningarna och dagvattenmängderna i områdena då redovisas i tabell 4. Nederbörds mängden är fortfarande som tidigare på 588 mm/år.

Tabell 4: Ny markanvändning, area, avrinningskoefficient samt dagvattenmängd för respektive delområde.

Polygon	Markanvändning	Area [m ²]	Avrinningskoefficient	Dagvatten [mm/år]	Dagvatten [l/d]
40	Skog	6550	0,05	29	540
44	Handelsområde	15585	0,7	412	17 570
113	Industriområde	60045	0,5	294	48 360
139	Industriområde	45912	0,5	294	36 980
164	Väg	6269	0,85	500	8580
192	Väg	12919	0,85	500	17 690
239	Skog	11933	0,05	29	960
Totalt:	-	159200	-	-	130 700

Utifrån detta har sedan koncentrationen i dagvatten beräknats med slumpgeneratorm enligt beskrivning ovan.

Föroreningshalter grundvatten

Infiltrationsberäkningar

Infiltrationen av dagvatten antas ske helt vertikalt och med konstant hastighet vilken beräknas som den totala dagvattenmängden per dag från ett avrinningsområde dividerat med infiltrationsytan. Vid Truckvägen finns som beskrivits tidigare två olika infiltrationsrör. Här antas varje rör infiltrera hälften var av dagvattnet. För att beräkna koncentrationen vid grundvattenytan används en analytisk endimensionell transportmodell framtagen av Bear (1972) som tar hänsyn till advektion, dispersion och adsorption, se ekvation 2. Då det sker en konstant infiltration av dagvatten kommer koncentration vid grundvattenytan efter en viss tid att nå jämviktstillstånd och vara lika hög som koncentrationen i det infiltrerande vattnet. Hur lång tid det tar beror på hur fort vattnet infiltrerar och hur mycket det sprids ut vilket är samma för samtliga föroreningar. Det mest centrala för transporttiden är emellertid sorptionen (Gustafsson et al. 2010) vilken uppskattas med hjälp av distributionskoefficienten, K_D , som är föroreningsspecifik. K_D -värden har i det här arbetet hämtats från litteraturvärden.

$$C(z, t) = \frac{C_0}{2} * \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{z - \frac{v*t}{R}}{2\sqrt{\alpha*\frac{v*t}{R}}} \right) + \exp \left(\frac{z}{\alpha} \right) * \operatorname{erfc} \left(\frac{z + \frac{v*t}{R}}{2\sqrt{\alpha*\frac{v*t}{R}}} \right) \right] \text{ (ekv 2)}$$

där:

C_0 är koncentrationen i dagvattnet [mg/l]

z är avståndet ner i marken [m]

v är infiltrationshastigheten [m/d]

t är tiden efter infiltrationen startar [d]

α är dispersiviteten i marken [-]

R är adsorptionskonstanten [-]

Adsorptionskonstanten, R , baseras på distributionskoefficienten K_D [l/kg] enligt ekvation 3:

$$R = 1 + \frac{\rho}{\theta} * K_D \text{ [-]} \text{ (ekv 3)}$$

där ρ är jordens bulkdensitet [kg/l] och θ är vattenhalten i jorden [-].

K_D -värdet beskriver fördelningen av föroreningen mellan löst och fast fas och baseras i det här arbetet på litteraturvärden som redovisas i tabell 5. Genomgående för samtliga är att K_D -värdena har stark korrelation med pH, där högre pH i jorden leder till högre K_D . För PFAS har K_D -värden för PFOS tagits då koncentrationerna i dagvattnet till övervägande del antas bestå av PFOS.

Tabell 5: K_D -värden för föroreningarna hämtade från litteratur.

Förorening	K_D -värden [l/kg]	Använt	Referens
Bly	200–5500	700	Braz et al. (2013)
Koppar	71–10800	600	Christensen et al. (1999), Naturvårdsverket (2016)
Kadmium	21–303	200	Kim (2014), Naturvårdsverket (2016)
Krom	850–5600	850	Hassan et al. (1996)
Nickel	65–1830	655	Staunton (2004)
Kvicksilver	50–500	300	Turner et al. (2002), Naturvårdsverket (2016)
Klorid	10–100	50	Heumann et al. (1982)
PFAS	50–1096	224	Kwadjik et al. (2010)

För organiska föroreningar, i det här fallet olja, PAH och benzo(a)pyren, beräknas K_D -värdet genom fördelningsfaktorn mellan organiskt kol och vatten (K_{oc}) och markens andel av organiskt kol (f_{oc}) enligt ekvation 4 (Gustafsson et al. 2010).

$$K_D = K_{oc} * f_{oc} \text{ (ekv 4)}$$

Värden på fördelningsfaktorn K_{oc} har tagits från Naturvårdsverkets datablad för polycykliska aromatiska kolväten (2017) och presenteras i tabell 6 nedan. De polyaromatiska kolvätena (PAH:erna) är uppdelade i låg, medel och hög molekylvikt. Halten organiskt kol är tagen från Naturvårdsverkets rapport 5976 *Riktvärden vid förorenad mark* som det lägsta värdet för genomsläppliga jordar, detta för att inte överskatta jordens adsorptionsförmåga och därmed transporttiden för föroreningen. För PAH har K_D -värdet för PAH-M valts vilket även gäller för olja.

Tabell 6: K_{oc} värden för de organiska föroreningarna. PAH-L betyder PAH:er med låg molekylvikt, PAH-M medelhög molekylvikt och PAH-H hög molekylvikt.

Förorening	K_{oc} [l/kg]	f_{oc}	K_D [l/kg]
PAH-L	1800	0.005	9
PAH-M	2900	0.005	145
PAH-H	500 000	0.005	2500
Benso(a)pyren	661 000	0.005	3305

Övriga indata som används i modellen presenteras i tabell 7. Infiltrationsrörens area är uppskattade av Upplands-Väsby kommun. Djupet till grundvattenytan har uppskattats med hjälp av höjddata från Lantmäteriet och grundvattennivån har tagits från grundvattenmodellen i FeFlow. Dispersiviteten har uppskattats vid kalibrering av grundvattenmodellen (Johansson & Djurberg 2019). Bulkdensitet och porositet har uppskattats från typiska värden för sand och grus (Zheng&Bennet, 2002). Då det är ett konstant tillflöde av dagvatten till anläggningen antas det att infiltrationen ner i marken är lika stor som inflödet till anläggningen, detta leder även till att marken under infiltrationsrören antas bli mättad och att vattenhalten då är lika med porositeten. Marken antas i modellen vara homogen och isotropisk, vilket betyder att alla parametrar är konstanta genom hela den omättade zonen och lika i alla riktningar. Beräkningarna har gjorts i Excel.

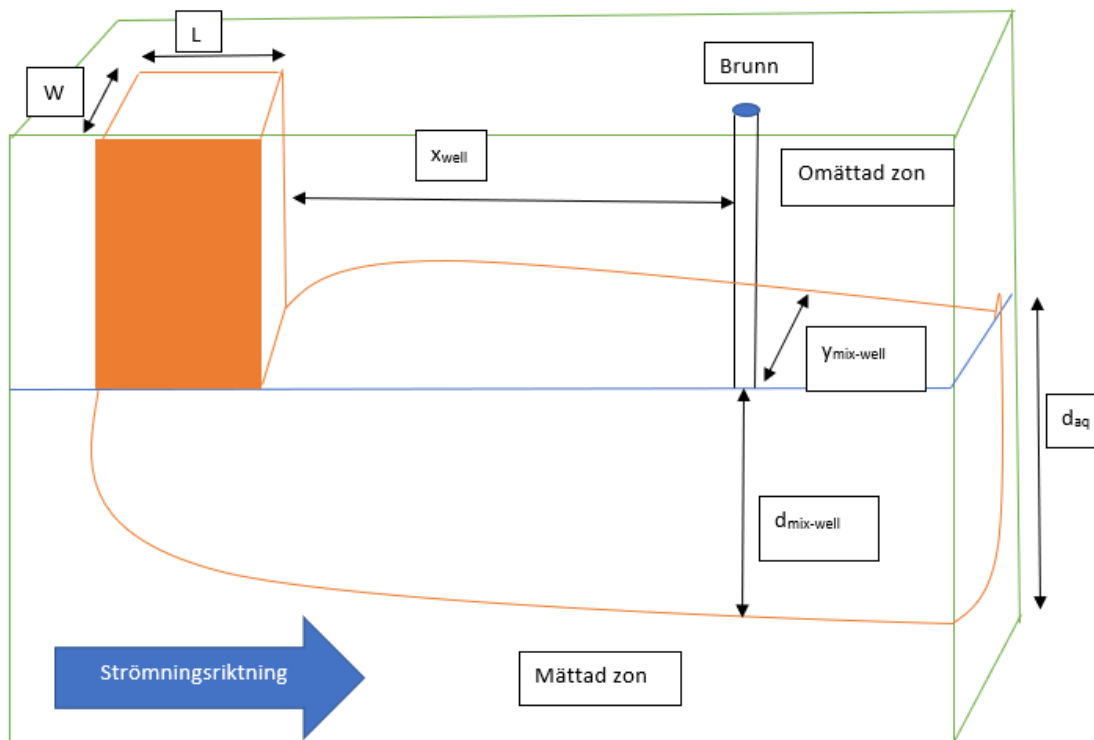
Tabell 7: Indata till modellen för analytisk beräkning i den omättade zonen vid Truckvägen.

Parameter	Värde	Enhet
Inflöde dagvatten, Q	53.5	m ³ /d
Area rör, A	60	m ²
Darcy hastighet, q	0.89	m/d
Porositet, n	0.3	-
Vattnets hastighet, v	2.9	m/d
Djup till grundvattenytan, z	6.5	m
Dispersivitet, α	0.1	m
Bulkdensitet, ρ	1800	kg/m ³

Spridningsmodell mättad zon

När föroreningen har transporterats ner till den mättade markzonen beräknas koncentrationen i grundvattnet på fyra olika avstånd 20, 50, 100 och 200 meter nedströms infiltrationsanläggningen med hjälp av en förenklad utspädningsmodell enligt figur 6 nedan. Ingen fastläggning eller nedbrytning antas

ske. Däremot sker en utspädning med det rena grundvatten i åsen som tillrinner uppströms vilket minskar koncentrationen (Lindblom, 2017). De värden som räknas ut i dessa punkter jämförs med gränsvärden för att se i hur stor utsträckning som grundvattnet får en negativ påverkan till följd av dagvatteninfiltration. Transportmodellen bedöms ge resonabla uppskattningar av förorenings-spridningen och används av flera länder vid bedömningar av riktvärden och miljökvalitetsnormer (Lindblom, 2017). I Sverige används den bland annat för att beräkna riktvärden vid förorenad mark i Naturvårdsverkets beräkningsmodell (Naturvårdsverket, 2009) och av IVL vid ett projekt i Uppsala för att uppskatta utspädning av infiltrerande dagvatten (Lindblom, 2017).



Figur 6: Principiell skiss över förorenings-spridningen i den mättade markzonen.

Koncentrationen vid brunnen beräknas enligt ekvationerna 5–8:

$$C_{gw-well} [mg/l] = DF_{gw-well} [-] * C_{w-mob} [mg/l] \quad (\text{ekv } 5)$$

Där $C_{gw-well}$ är koncentrationen i grundvattnet nedströms infiltrationen, C_{w-mob} föroreningshalten i det infiltrerande dagvattnet och $DF_{gw-well}$ är utspädningsfaktorn som beräknas enligt följande:

$$DF_{gw-well} = \frac{L * I_r * W}{K * i * d_{mix-well} * (2 * y_{mix-well} + W) + (W + y_{mix-well}) * (L + x_{well}) * I_r} \quad (\text{ekv } 6)$$

där:

L är längden av det förorenade området i flödesriktningen [m]

I_r är infiltrationshastigheten [m/d]

W är bredden av det förorenade området vinkelrätt flödesriktning [m]

K är den hydrauliska konduktiviteten i jorden [m/d]

i är den hydrauliska gradienten [-]

$d_{mix-well}$ är tjockleken på blandningszonen [m] och beräknas enligt:

$$d_{mix-well} = y_{mix-well} + d_{aq} * \left(1 - e^{-\left(\frac{(L+x_{well}) * I_r}{K * i * d_{aq}}\right)} \right) \text{ (ekv 7)}$$

$y_{mix-well}$ utgör tillsammans med bredden på det förorenade området (W) utbredningen av blandningszonen [m], och beräknas enligt:

$$y_{mix-well} = \sqrt{0,0112 * (L + x_{well})^2} \text{ (ekv 8)}$$

x_{well} är avståndet från det förorenade området till brunnen [m]

d_{aq} är magasinets mäktighet [m]

Värden på ovanstående parametrar presenteras i tabell 8. Den hydrauliska konduktiviteten och gradienten samt magasinets mäktighet har uppskattats från den befintliga grundvattenmodellen. Längd och bredd på det förorenade området har satts med storleken på infiltrationsanläggningen. Även här har beräkningarna gjorts i Excel.

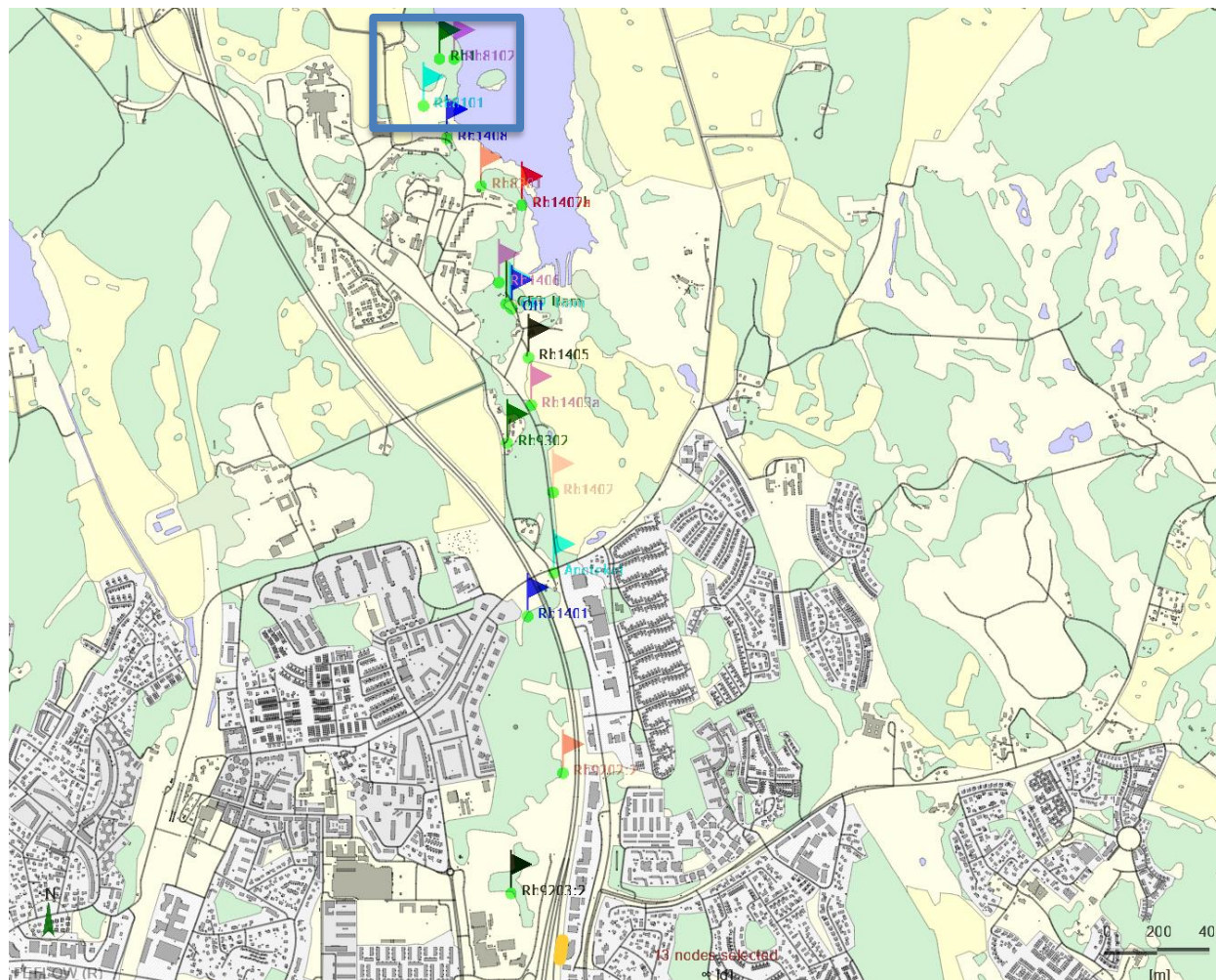
Tabell 8: Indata till beräkning i den mättade zonen vid Truckvägen.

Parameter	Värde	Enhet
L	60	m
W	1	m
I_r	0,89	m/d
K	345,6	m/d
i	0,0012	-
d_{aq}	17	m

Partikelspårning

I den mättade zonen används partikelspårning för att uppskatta ungefärlig transporttid till Norrvattens uttagsbrunnar. Partikelspårningen genomförs i en befintlig modell över området (Johansson & Djurberg 2019) uppbyggd i mjukvaran FeFlow som är utvecklad av DHI. Flödesberäkningar i modellen har Darcy's lag som styrande ekvation och modellen är uppbyggd av finita element. För att få ett så tillförlitligt resultat som möjligt släpps ett stort antal partiklar vid platsen för infiltration. Detta för att partiklar som rör sig väldigt fort och långsamt jämfört med genomsnittet inte ska påverka resultatet för mycket. Tekniken som används för partikelspårningen är random-walk och framåt spårning. Det betyder att partiklar släpps ut i en viss punkt och sedan beräknas dess rörelsebanor.

I programmet släpps partiklar ut i de gula punkterna enligt figur 7 nedan vilket är platsen där infiltrationsrören finns och är beläget ca 2,5 km söder om Norrvattens uttagsbrunnar och 3 km söder om Löwenströmska sjukhuset (blå markering) där ett konstant uttag om 20 l/s sker för värme och kyla. Spårning av partiklar sker både utan att något uttag ur Norrvattens brunnar sker, vilket är normalfallet, och vid uttag på 300 l/s.



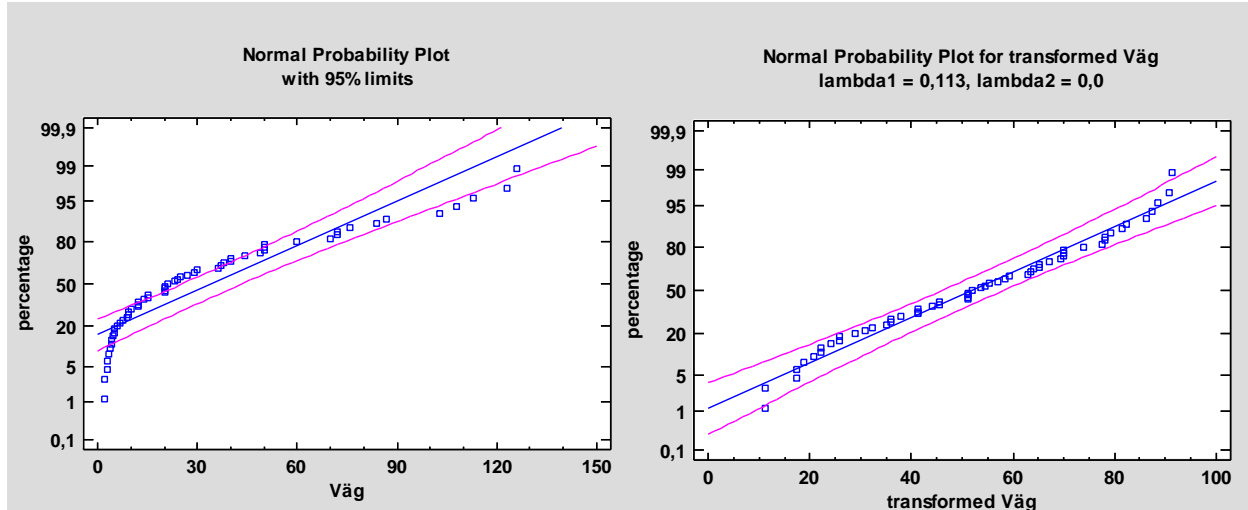
Figur 7: Läget av infiltrationen (gula prickarna) och brunnen vid Löwenströmska sjukhuset (blå rektangel).

Utifrån partikelspårning kommer även föroreningsplymens bredd kunna uppskattas och jämföras med den som är framräknad i den analytiska beräkningsmodellen.

Resultat

Föroreningshalter dagvatten

Resultatet från transformationen av StormTac databasens mätvärden för blykoncentration i dagvatten från väg ses i figur 8 där en klar förbättring vad gäller normalfördelningen av mätvärdena syns även om den är långt ifrån att perfekt följa den blåa normalfördelningslinjen.



Figur 8: Normalfördelningen av mätvärden av halten bly i dagvatten från väg före (t.v.) och efter (t.h.) transformationen.

Transformationerna i programmet följer formen $Y = 1 + (Z^\lambda - 1)/(\lambda * GM^{-(1-\lambda)})$

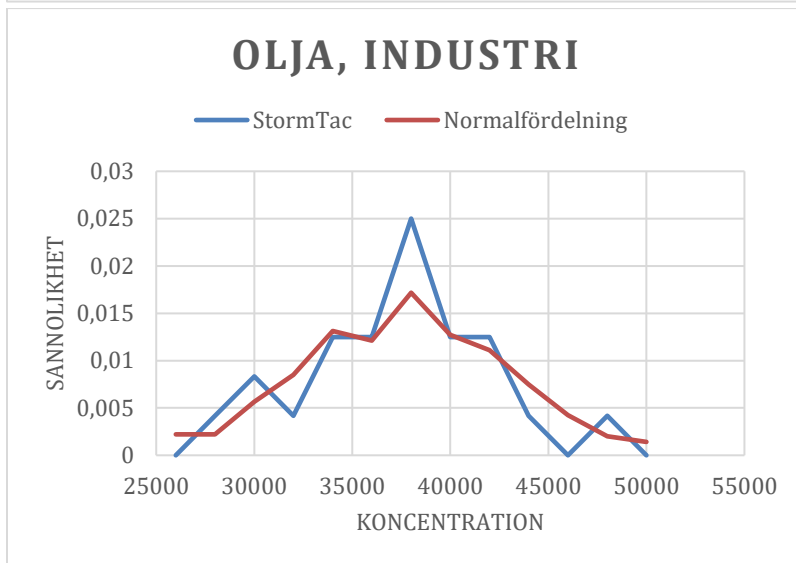
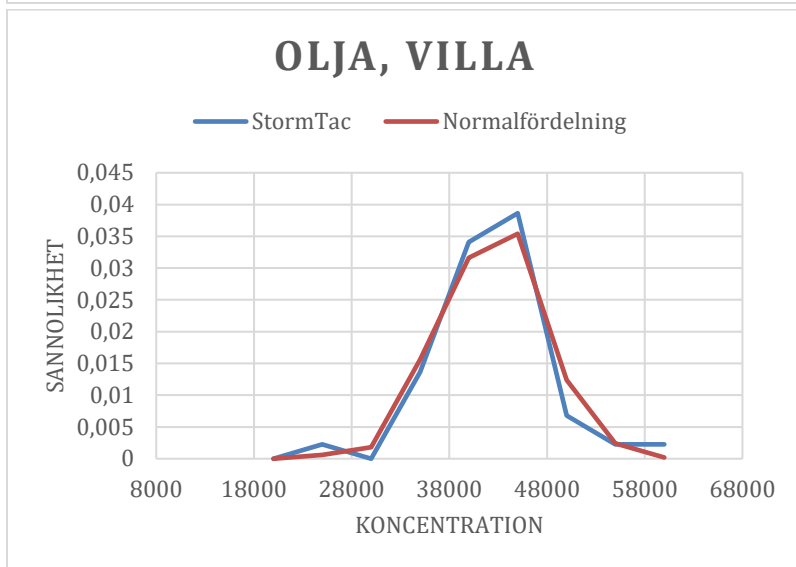
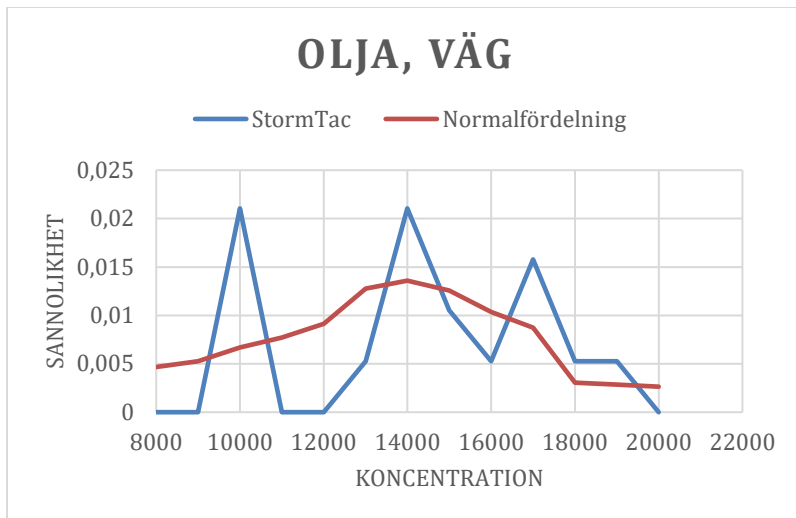
där Y är det transformerade värdet

Z mätvärdet från StormTac

λ är transformatorn

GM är det geometriska medelvärdet

Efter att transformationen gjorts för respektive förorening och markanvändningsområde gjordes omräkningen tillbaka för att kunna jämföra den med de ursprungliga mätvärdena i StormTac. Jämförelsen gjordes med hjälp av sannolikhetsdensitetsfunktioner (PDF) och i figur 9 visas dessa för olja från väg, villaområde och industrimark. Här syns skillnader i hur bra PDF:erna följer varandra där det för villaområde är väldigt likt, även för industri följer kurvorna varandra bra medan det för väg inte följer varandra. I appendix 3 finns PDF:er för de övriga föroreningarna.



Figur 9: Jämförelse av den transformerade normalfördelningen och de ursprungliga mätvärdena av olja i dagvatten från väg, villa och industrimark i form av sannolikhetsdensitetsfunktioner. Koncentrationer anges i µg/l.

I tabell 9&10 redovisas föroreningskoncentrationen i det infiltrerande dagvattnet vid olika fall. De fall som redovisas är:

- *Schablon*, vilket är koncentrationen i anläggningen då schablonhalten har antagits för samtliga markanvändningar.
- *Slump-90*, vilket är koncentrationen vid 90-percentilen av simuleringarna då totalhalterna användes.
- *Normal-90*, vilket är koncentrationen vid 90-percentilen från normalfördelningen som transformerades fram utifrån mätvärdena i StormTac.
- *Löst-90*, vilket är koncentrationen vid 90-percentilen av simuleringarna då den lösta koncentration användes. Redovisas för de föroreningar där det finns mätningar på den lösta halten.
- *Industri-90*, vilket är 90-percentilen i fallet då alla villaområden har omvandlats till industrimark och beräknat på samma sätt som 90-percentilen.

Generellt så förekommer de högsta föroreningskoncentrationer i fallet Industri-90 vilket är sant för alla föroreningar utan koppar, olja och PAH:er. Vad gäller koppar så är skillnaderna små men för framförallt PAH så är det märkbara skillnader. 90-percentilen från slumpgeneratorn och normalfördelningar har förhållandevis stora skillnader framförallt för kadmium, krom och nickel där den ena är omkring dubbelt så hög. När man tittar på dessa PDF:er i appendix 3 är det svårt att hitta en förklaring till detta då dessa inte har tydligt större skillnader än övriga föroreningar. I övrigt kan konstateras att schablonhalterna ofta är lägre än 90-percentilen av den lösta halten. I appendix 2 kan samtliga percentiler från simuleringarna ses och från det kan sägas att schablonhalten generellt motsvarar ungefär 10–30 percentilen. Undantagen är klorid, PFAS och PAH där det istället motsvarar mellan percentil 50 och 70.

Tabell 9: Föroreningskoncentration av bly, koppar, kadmium, krom, nickel och kvicksilver vid respektive fall, enhet µg/l.

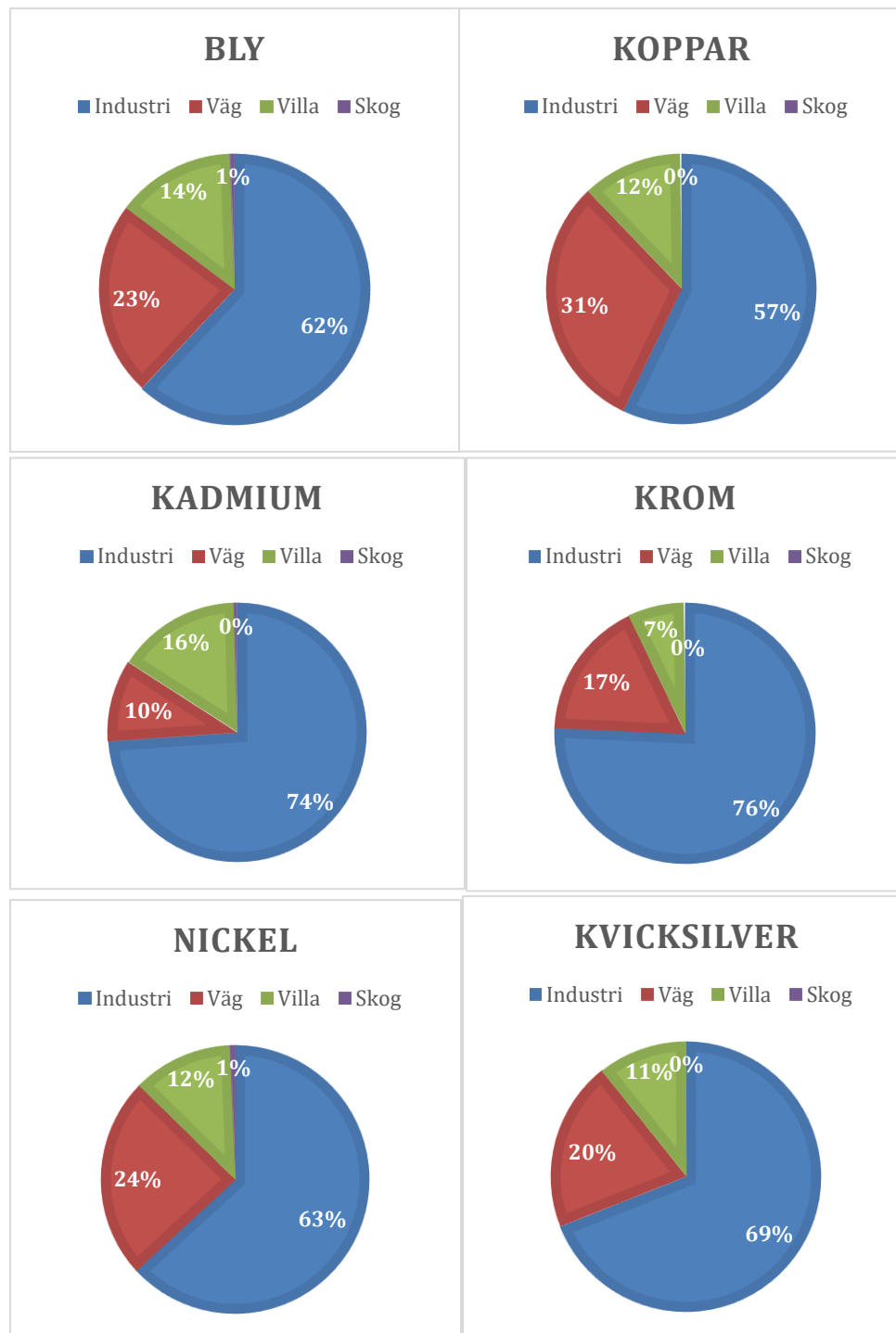
	Bly	Koppar	Kadmium	Krom	Nickel	Kvicksilver
Schablon	18,8	33,4	0,95	10,4	11,1	0,060
Slump-90	82,4	78,3	2,87	46,2	21,6	1,44
Normal-90	111	87,9	4,71	13,0	40,5	1,16
Löst-90	35,2	25,3	1,69	5,37	14,6	-
Industri-90	120	77,0	6,82	67,8	28,3	1,56

Tabell 10: Föroreningskoncentration av klorid, PFAS, olja, PAH och benso(a)pyren vid respektive fall.

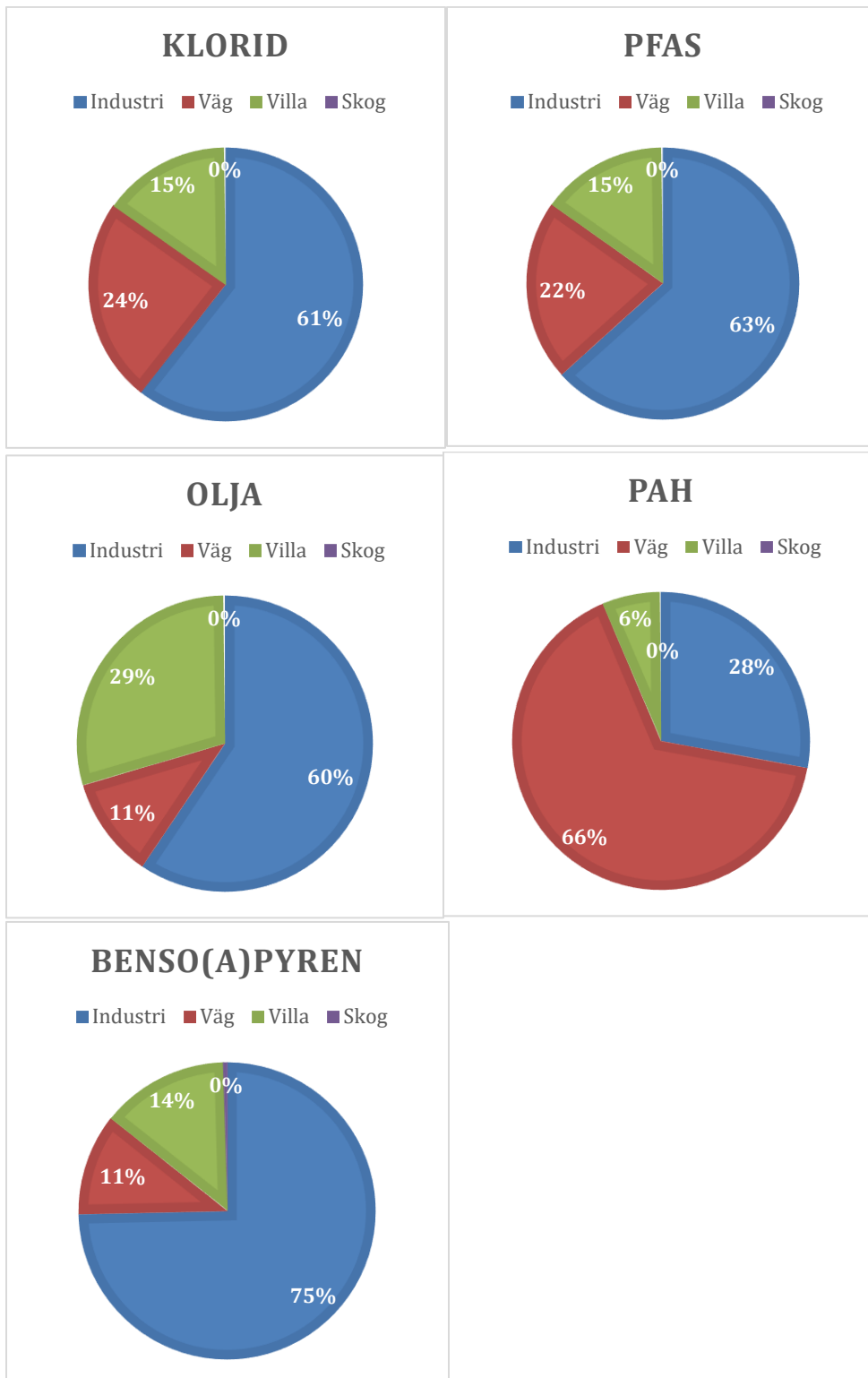
	Klorid [mg/l]	PFAS [ng/l]	Olja [mg/l]	PAH [ng/l]	B(a)p [ng/l]
Schablon	36,8	41,5	1,57	704	91,5
Slump-90	62,9	49,0	17,2	1690	147
Normal-90	54,4	-	36,6	1870	-
Industri-90	77,4	54,0	15,7	865	154

I figur 10–11 nedan redovisas hur stor del av den totala föroreningsbelastningen som varje markanvändningsområde bidrar med till infiltrationsrören vid Truckvägen. Från figurerna kan utläsas att skog inte bidrar med någon föroreningsbelastning och att villaområden ligger mellan 12–15 %, industri mellan 60–70 % och väg mellan 20–25 % vilket ska jämföras med värdena från figur 2 där det presenterades hur mycket av dagvattenmängderna som kom från olika områden vilket var villaområden 23 %, industri 51 %, väg 25 % och skog 1 %. De föroreningar som har ett avvikande mönster är koppar där väg har ett större bidrag på 33 % och industri ett mindre på 54 % samt kadmium, krom och benso(a)pyren

där industri har ett större bidrag på ca 75 %. För kadmium och benso(a)pyren är det väg som har ett mindre bidrag, 10 % och för krom är det villaområden som har ett mindre bidrag på 8 %. Belastningen av PAH skiljer sig kraftigt från övriga där väg står för hela 66 % och industri bara för 28 %. Även fördelningen av olja sticker ut genom att hela 29 % av föroreningsmängden kommer från villaområden och väg bara bidrar med 11 %.



Figur 10: Markanvändningarnas bidrag till föroreningsbelastningen av dagvattnet vid Truckvägen.

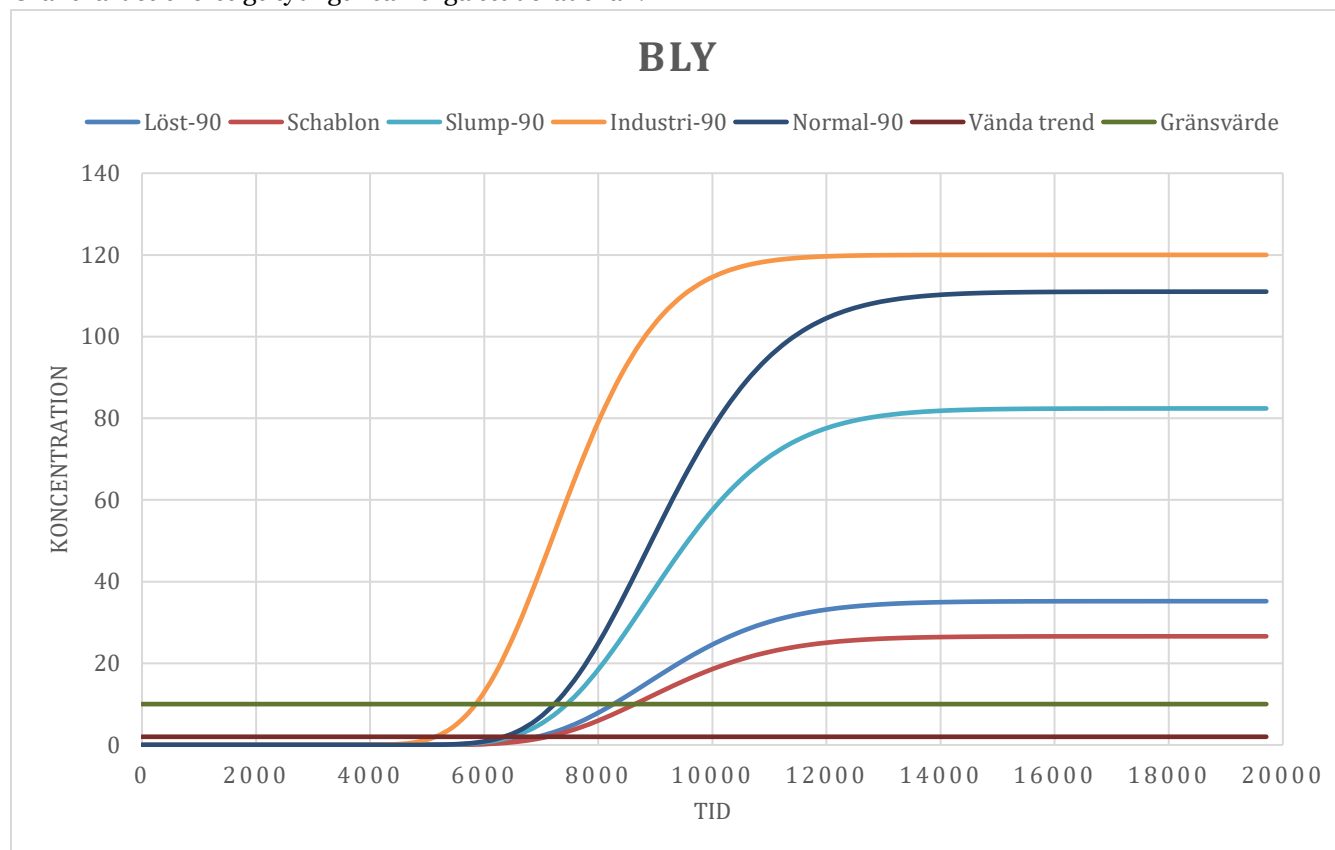


Figur 11: Markanvändningarnas bidrag till föroreningsbelastningen av dagvattnet vid Truckvägen.

Föroreningshalter grundvatten

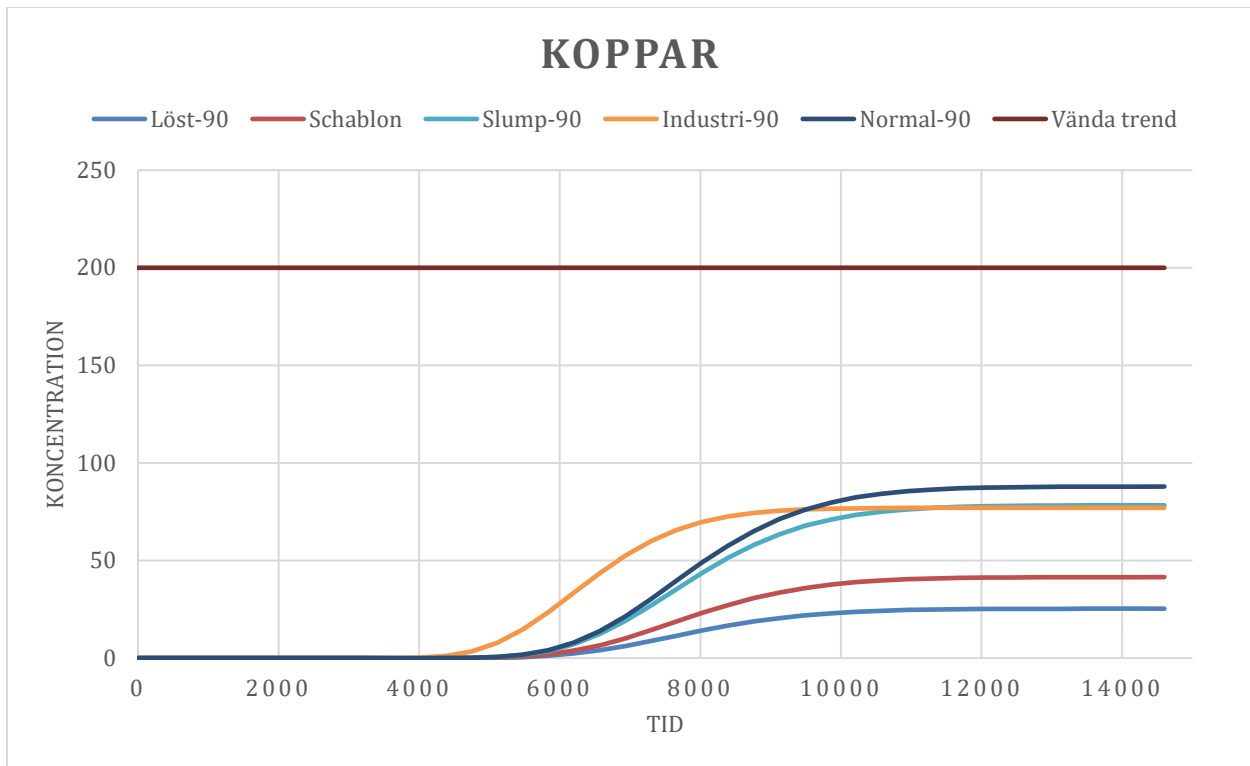
I följande avsnitt redovisas föroreningskoncentrationen vid grundvattenytan för respektive förorening i form av genombrottskurvor (breakthrough curves) för de olika fallen. Utöver det är även gränsvärdet samt värdet för att vända trend inlagt.

I figur 12 redovisas halten av bly vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 5000 dagar (14 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 12000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 33 år. Gränsvärdet överstigs tydligt i samtliga studerade fall.



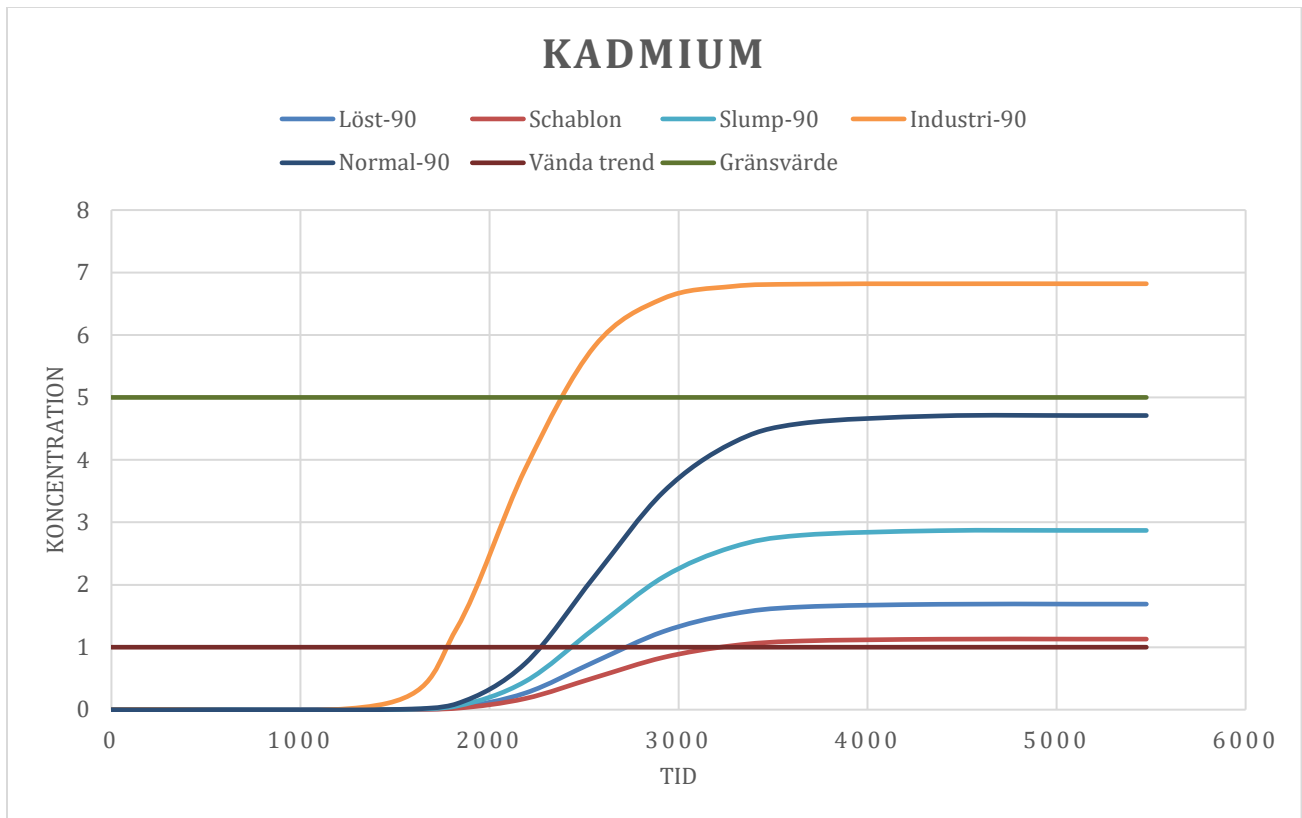
Figur 12: Föroreningskoncentrationen av bly vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i $\mu\text{g/l}$ och tiden i dagar.

I figur 13 presenteras halten av koppar vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 5500 dagar (15 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 10000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 27 år. Samtliga fall ligger klart under värdet för att vända trend.



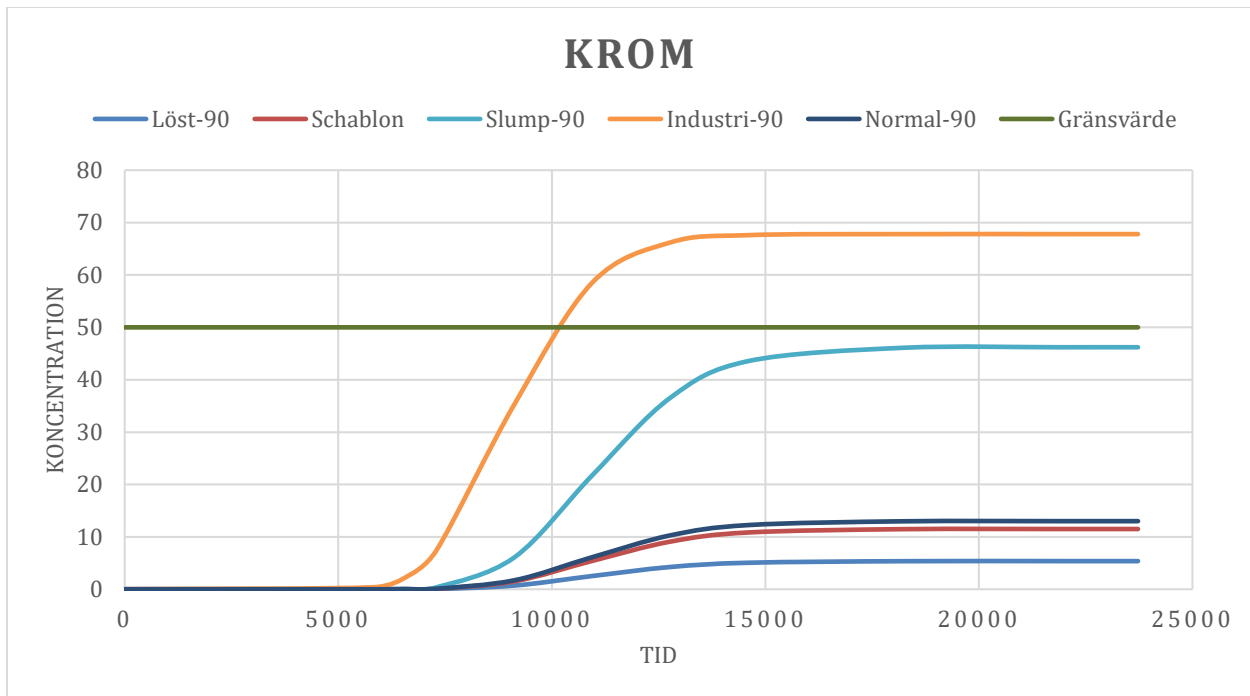
Figur 13: Föroreningskoncentrationen av koppar vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i µg/l och tiden i dagar.

Halten av kadmium vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall framgår i figur 14. Det tar ungefär 1500 dagar (4 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 3500 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 10 år. Samtliga värden överstiger värdet för att vända trend men endast Industri-90 överstiger gränsvärdet.



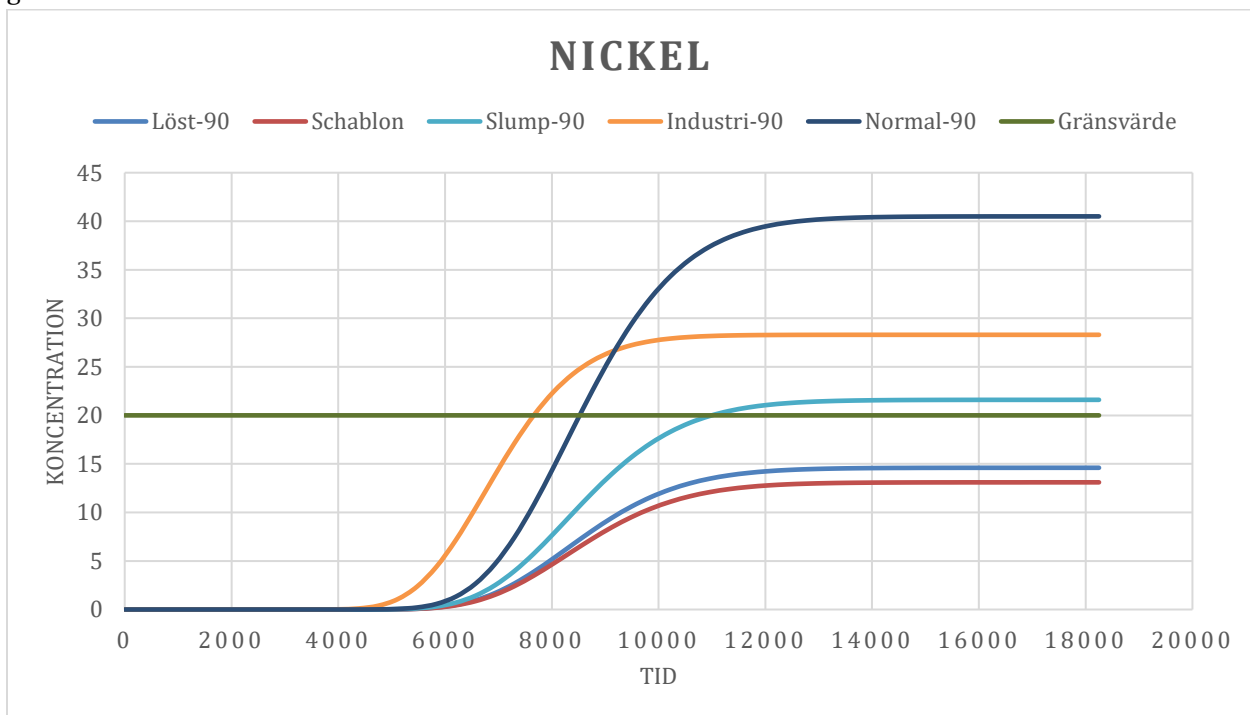
Figur 14: Föroreningskoncentrationen av kadmium vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i µg/l och tiden i dagar.

I figur 15 redovisas halten av krom vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 6000 dagar (16 år) tills att föroeningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 15000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 40 år. Gränsvärdet överskrids av industri-90 och även slump-90 ligger nära gränsvärdet.



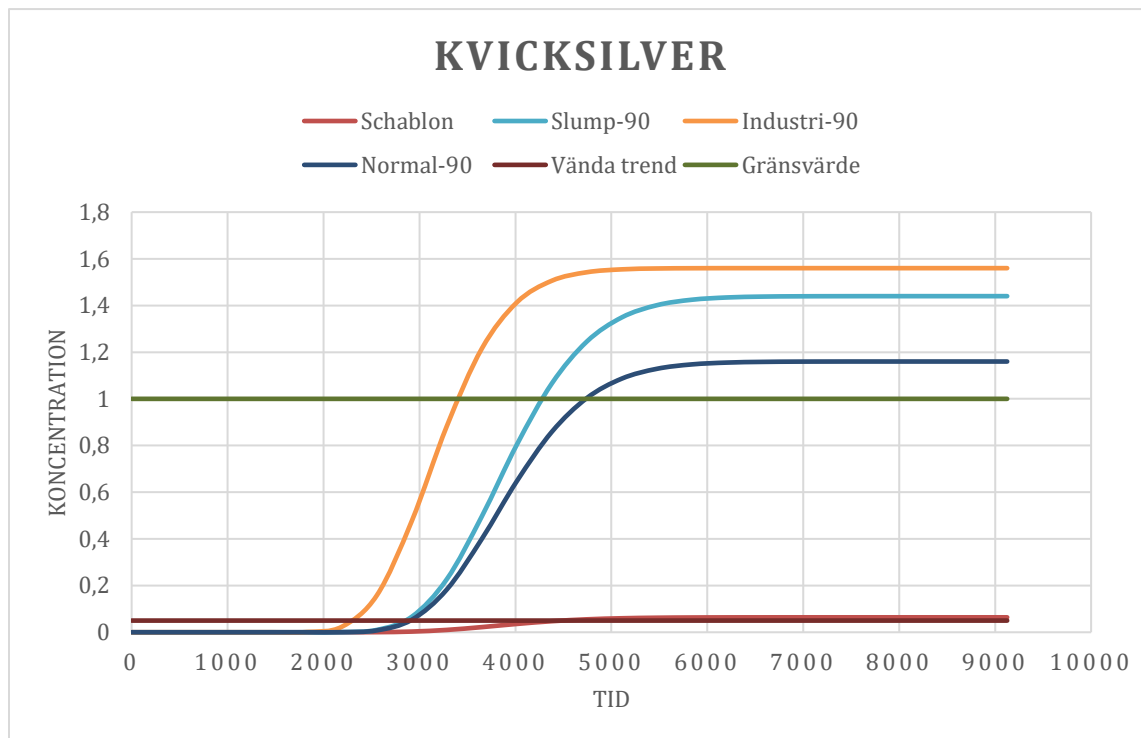
Figur 15: Föroreningskoncentrationen av krom vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i µg/l och tiden i dagar.

I figur 16 redovisas halten av nickel vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 6000 dagar (16 år) tills att föroeningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliserar ungefär 14000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 38 år. Slump-90, normal-90 och industri-90 överstiger gränsvärdet men även löst-90 och schablon ligger ganska nära gränsvärdet.



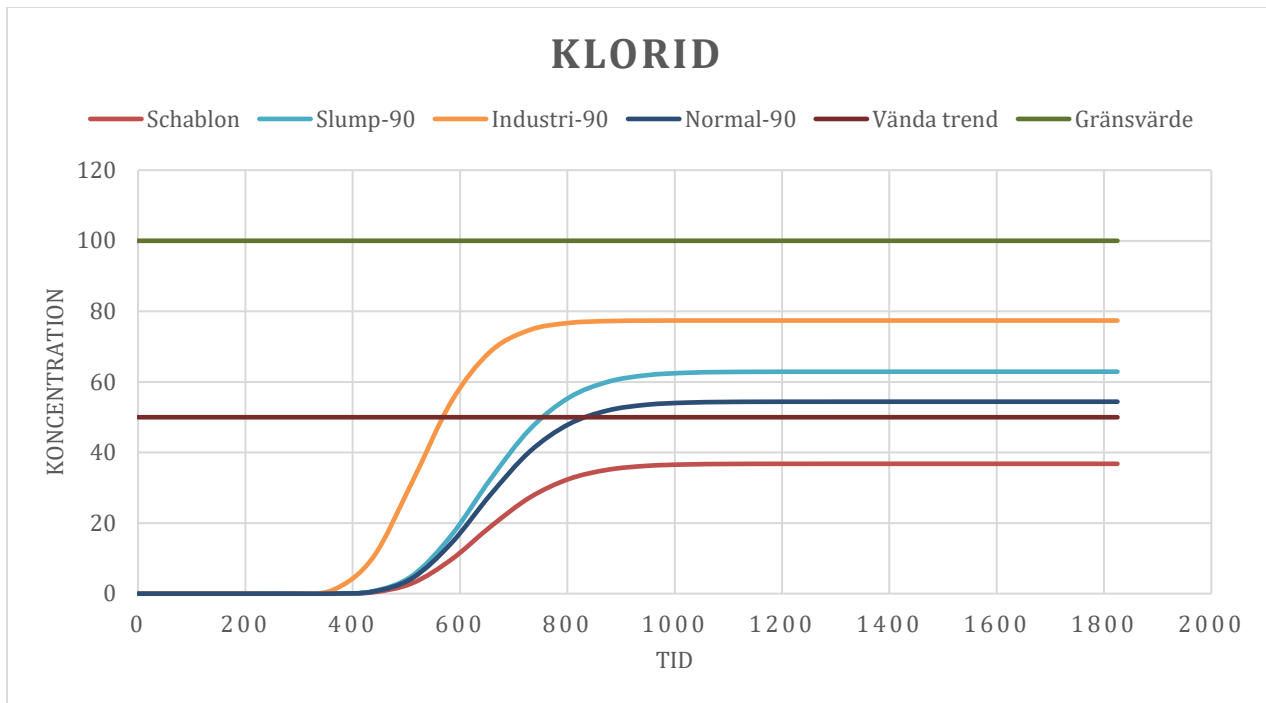
Figur 16: Föroreningskoncentrationen av nickel vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i µg/l och tiden i dagar.

Halten av kvicksilver vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall presenteras i figur 17. Det tar ungefär 2000 dagar (5 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 6000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 16 år. Alla fall överstiger värdet för att vända trend och alla utom schablon överstiger dessutom gränsvärdet.



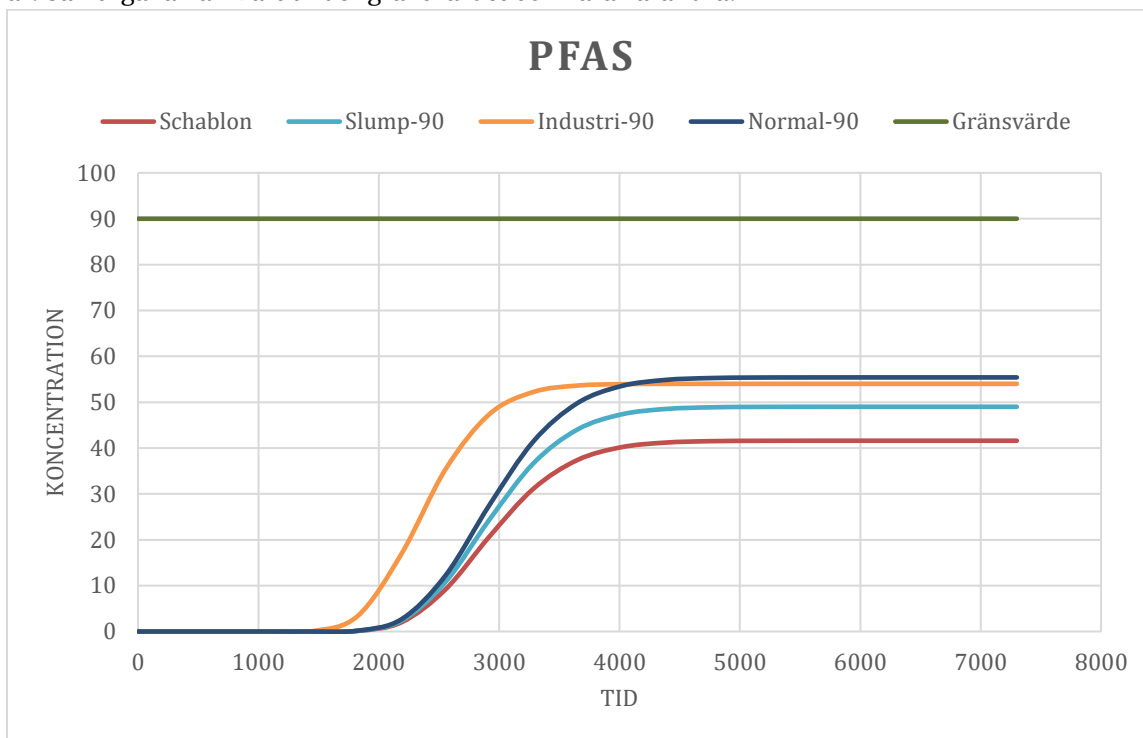
Figur 17: Föroreningskoncentrationen av kvicksilver vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i µg/l och tiden i dagar.

I figur 18 redovisas halten av klorid vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 400 dagar (1 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 1000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 3 år. Schablonhalten ligger under gränsvärdet för att vända trend medan övriga ligger mellan vända trend och gränsvärdet.



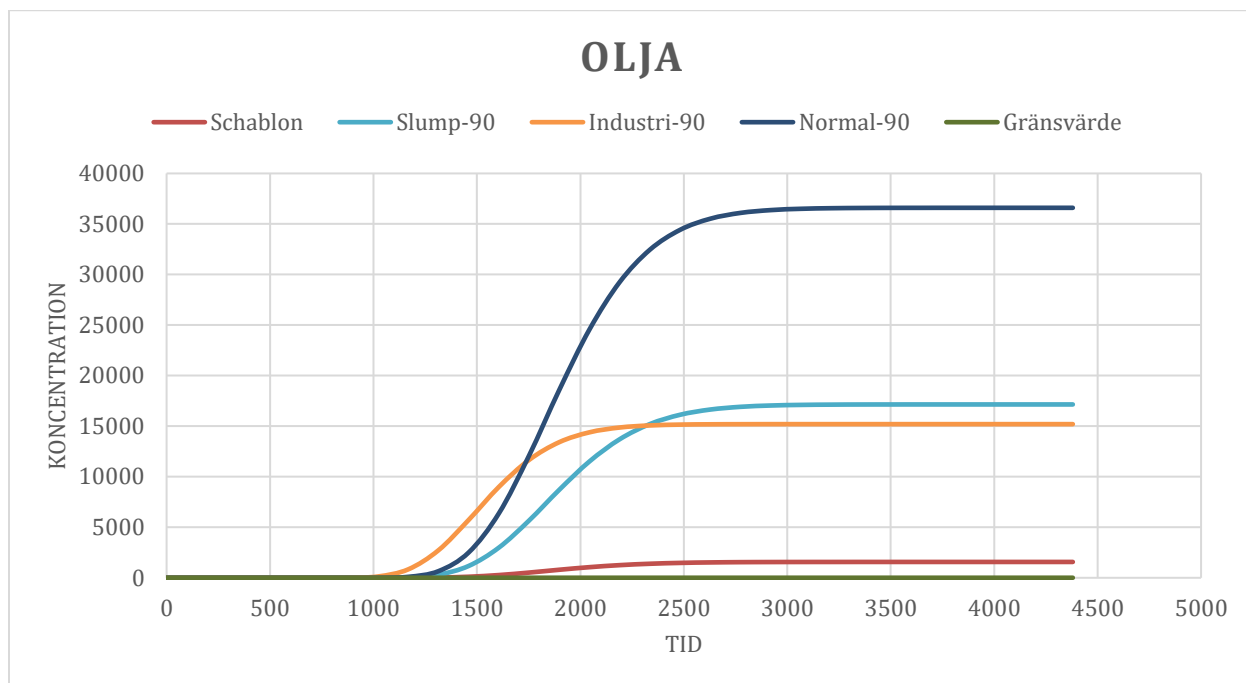
Figur 18: Föroreningskoncentrationen av klorid vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i mg/l och tiden i dagar.

I figur 19 presenteras halten av PFAS vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 1500 dagar (4 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 4000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 11 år. Samtliga fall är klart under gränsvärdet och nära varandra.



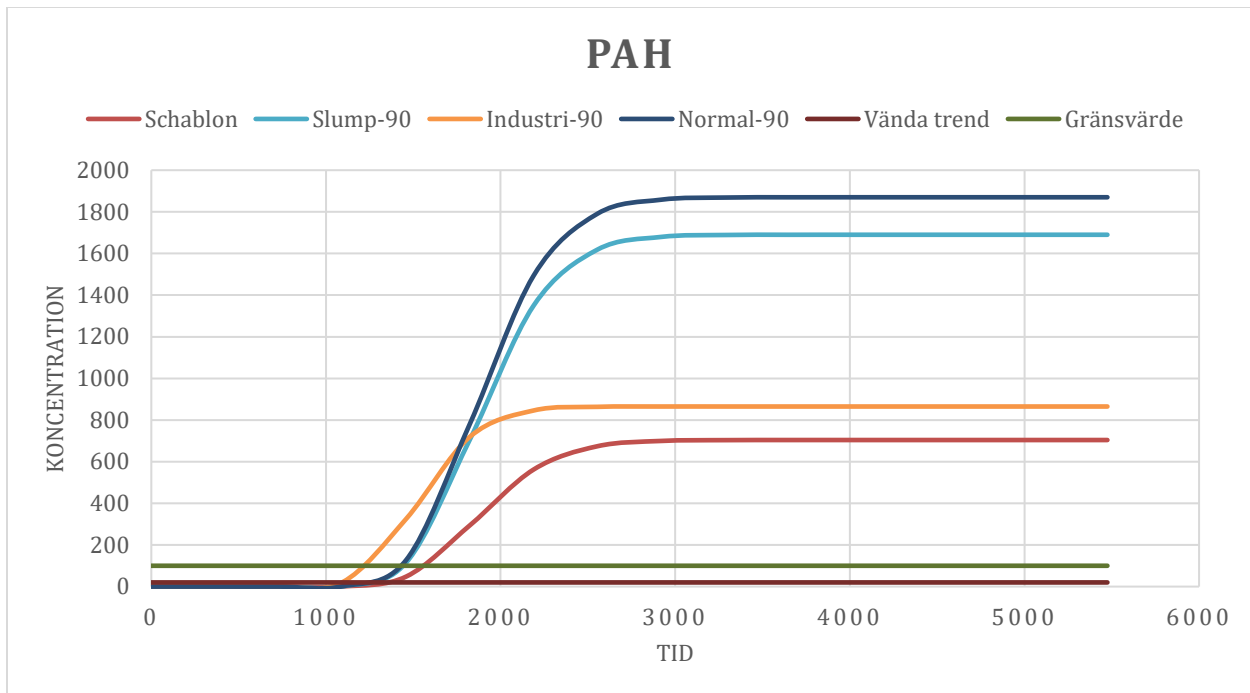
Figur 19: Föroreningskoncentrationen av PFAS vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i ng/l och tiden i dagar.

Halten av olja vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall presenteras i figur 20. Det tar ungefär 1500 dagar (4 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 3000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 8 år. Samtliga fall är mycket högre än gränsvärdet.



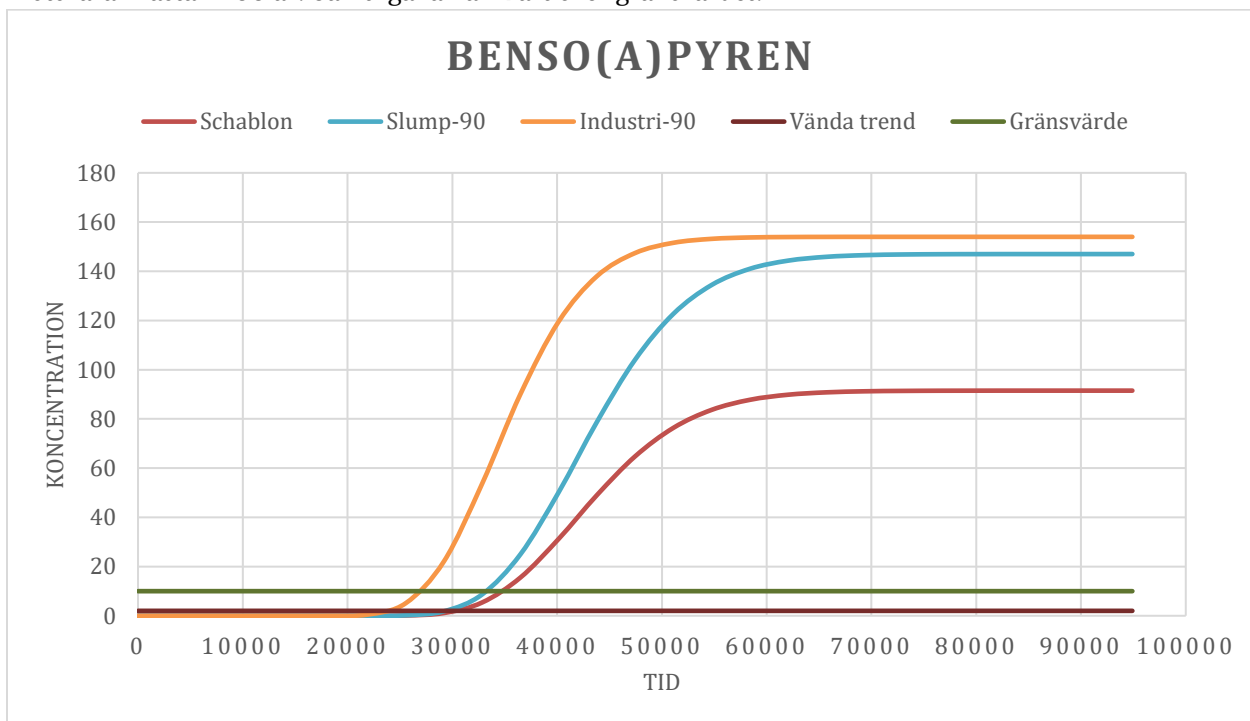
Figur 20: Föroreningskoncentrationen av olja vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i $\mu\text{g/l}$ och tiden i dagar.

I figur 21 redovisas halten av PAH vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 1500 dagar (4 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 3000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar ungefär 8 år. Samtliga fall är klart över gränsvärdet.



Figur 21: Föroreningskoncentrationen av PAH vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i ng/l och tiden i dagar.

I figur 22 presenteras halten av benso(a)pyren vid grundvattenytan under infiltrationsrören vid Truckvägen för olika fall. Det tar ungefär 30000 dagar (82 år) tills att föroreningen börjar nå grundvattnet och koncentrationen stabiliseras ungefär 70000 dagar efter att infiltrationen startar vilket motsvarar nästan 200 år. Samtliga fall är klart över gränsvärdet.



Figur 22: Föroreningskoncentrationen av benso(a)pyren vid grundvattenytan under Truckvägen. Koncentrationen anges i ng/l och tiden i dagar.

I tabell 11 nedan redovisas föroreningskoncentrationen i grundvattnet nedströms infiltrationen vid Truckvägen då koncentrationen i det infiltrerande dagvattnet kommer från fallet slump-90. För olja så överskrider gränsvärdet kraftigt vid alla punkter men i övrigt är det enda gränsvärde som överstigs PAH vid 20 meter nedströms. Gränsvärdet för vända trend överskrider för bly upp till och med knappt 100 meter, för kvicksilver 50 meter nedströms, för PAH och benso(a)pyren drygt 100 meter nedströms.

Tabell 11: Föroreningskoncentration i grundvattnet nedströms infiltrationen vid Truckvägen då slump-90 används. Orange färg indikerar ett värde högre än vända trend och rött ett värde högre än gränsvärdet. Enhet µg/l om inte annat anges.

Förorening	x=20 m	x=50 m	x=100 m	x=200 m	Gränsvärde/Vända trend
Bly	5,09	2,88	1,44	0,58	10/2
Koppar	4,83	2,74	1,37	0,55	2000/200
Kadmium	0,18	0,10	0,050	0,020	5/1
Krom	2,85	1,61	0,81	0,32	50
Nickel	1,33	0,75	0,38	0,15	20
Kvicksilver	0,089	0,050	0,025	0,01	1/0,05
Klorid [mg/l]	3,88	2,20	1,10	0,44	100/50
PFAS [ng/l]	3,03	1,71	0,86	0,34	90
Olja	1062	601	301	120	5
PAH [ng/l]	104	59,0	29,6	11,8	100/20
Benso(a)pyren [ng/l]	9,08	5,14	2,58	1,03	10/2

Om man istället tittar på vad föroreningskoncentrationer i grundvattnet då koncentrationen i det infiltrerande dagvattnet kommer från fall normal-90 blir det enligt tabell 12 nedan. Resultatet liknar det ovan avseende hur stora områden som förorenas med skillnaden att zonen där bly överskrider vända trend är något större och för kvicksilver något mindre.

Tabell 12: Föroreningskoncentration i grundvattnet nedströms infiltrationen vid Truckvägen då normal-90 används. Orange färg indikerar ett värde högre än vända trend och rött ett värde högre än gränsvärdet. Enhet µg/l om inte annat anges.

Förorening	x=20 m	x=50 m	x=100 m	x=200 m	Gränsvärde/Vända trend
Bly	7,14	4,02	2,00	0,80	10/2
Koppar	5,66	3,18	1,59	0,63	2000/200
Kadmium	0,30	0,17	0,085	0,034	5/1
Krom	0,84	0,47	0,23	0,093	50
Nickel	2,61	1,47	0,73	0,29	20
Kvicksilver	0,075	0,042	0,021	0,008	1/0,05
Klorid [mg/l]	3,50	1,97	0,98	0,39	100/50
Olja	2356	1325	661	262	5
PAH [ng/l]	120	67,7	33,8	13,4	100/20

Föroreningskoncentrationen i grundvattnet i fallet industri-90, då bostadsområdena gjorts om till industrimark redovisas i tabell 13. Gränsvärdet för olja överskrider vid samtliga avstånd, gränsvärdet för att vända trend för bly upp till drygt 100 meter nedströms, för kvicksilver upp till drygt 50 meter, för PAH drygt 50 meter nedströms och för benso(a)pyren drygt 100 meter nedströms.

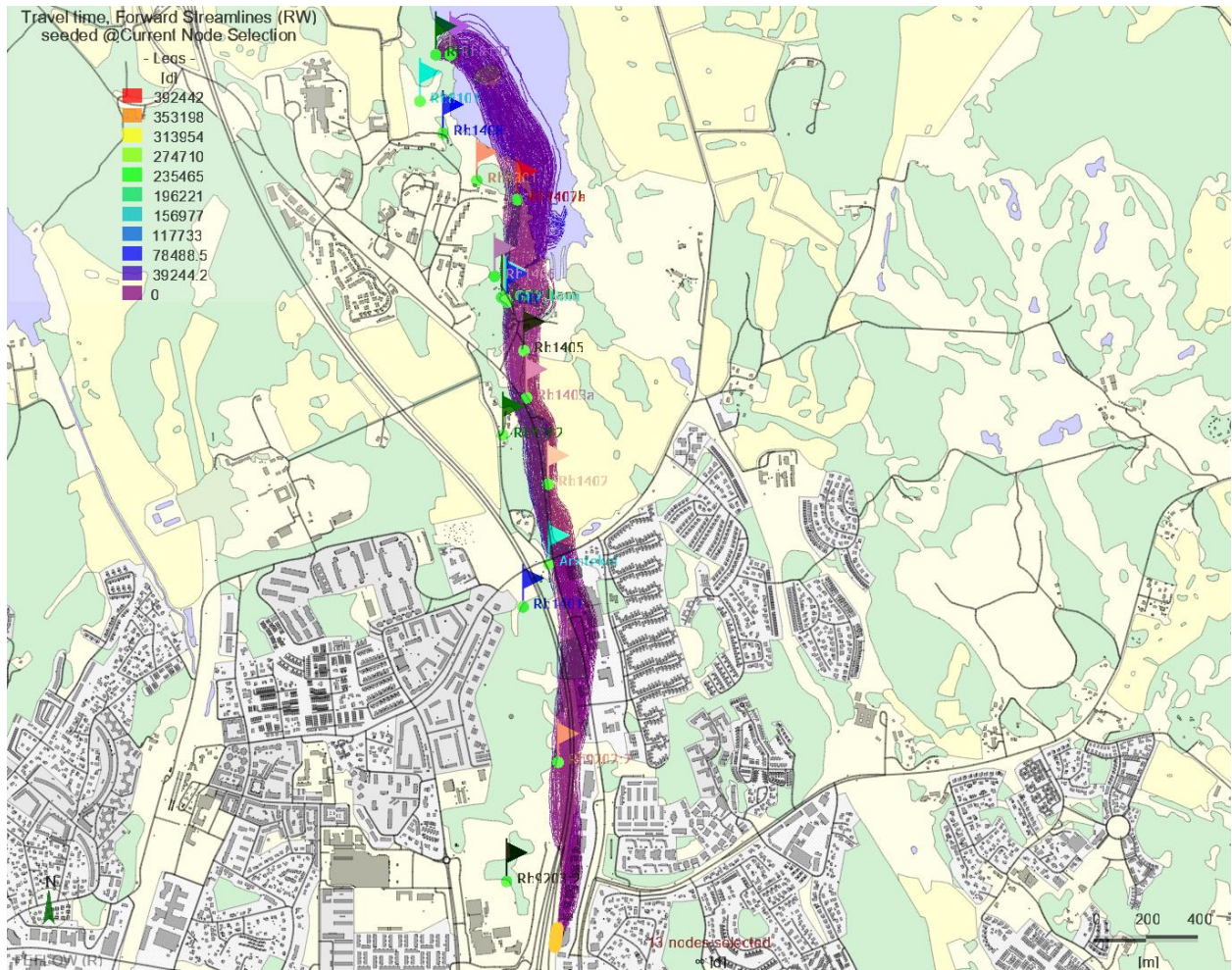
Tabell 13: Föroreningskoncentration i grundvattnet nedströms infiltrationen vid Truckvägen då industri-90 används. Orange färg indikerar ett värde högre än vända trend och rött ett värde högre än gränsvärdet. Enhet µg/l om inte annat anges.

Förorening	x=20 m	x=50 m	x=100 m	x=200 m	Gränsvärde/Vända trend
Bly	7,72	4,35	2,17	0,86	10/2
Koppar	4,96	2,79	1,39	0,55	2000/200
Kadmium	0,44	0,25	0,12	0,049	5/1
Krom	4,36	2,46	1,22	0,49	50
Nickel	1,82	1,02	0,51	0,20	20
Kvicksilver	0,10	0,056	0,028	0,011	1/0,05
Klorid [mg/l]	4,98	2,80	1,40	0,55	100/50
PFAS [ng/l]	3,48	1,96	0,98	0,39	90
Olja	1011	569	284	113	5
PAH [ng/l]	55,7	31,3	15,6	6,20	100/20
Benso(a)pyren [ng/l]	9,91	5,58	2,78	1,10	10/2

Föroreningskoncentrationen i fallen schablon och löst-90 finns presenterat i tabeller i appendix 4.

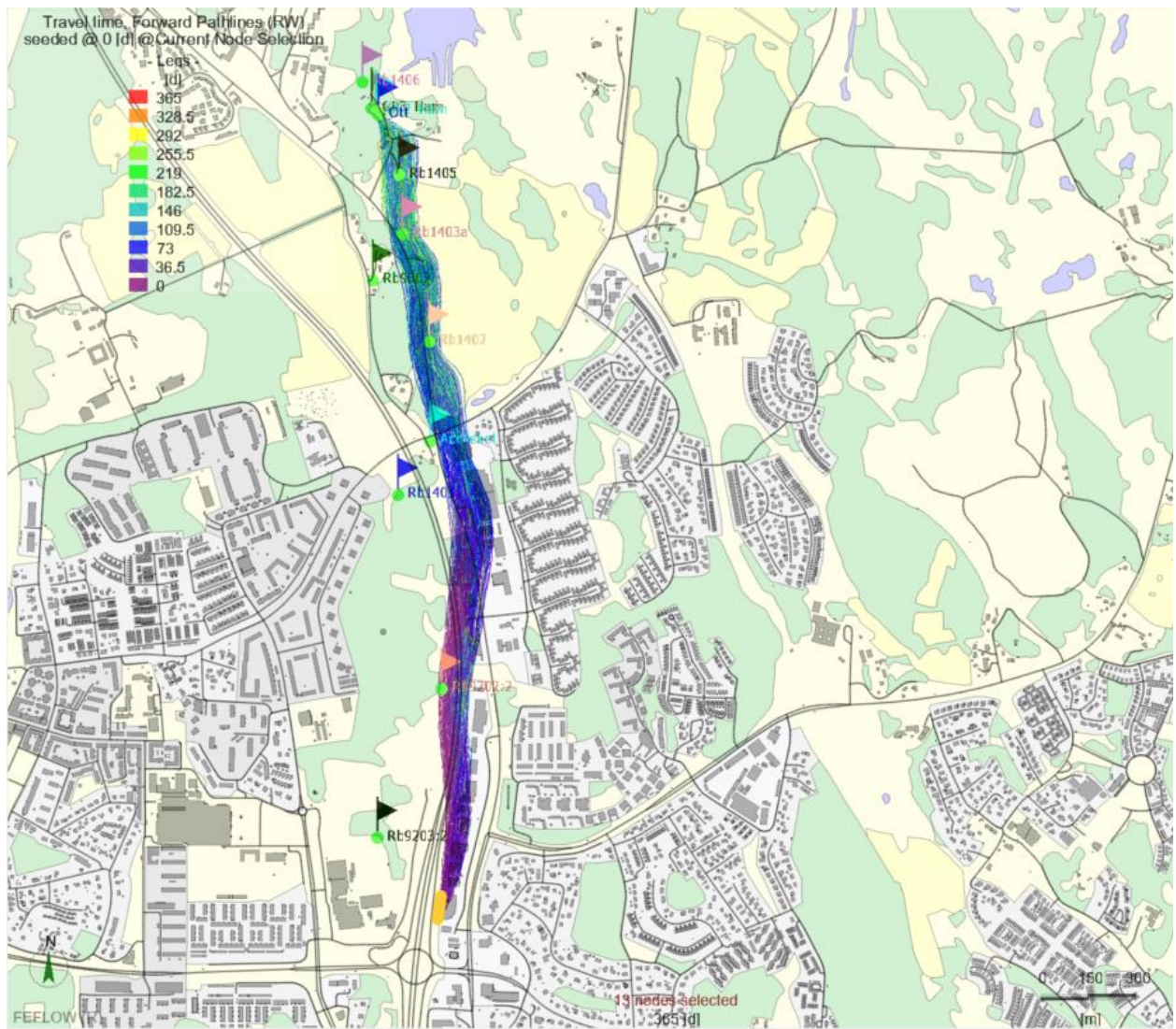
Partikelspårning

I figur 23 ses resultatet från partikelspårningen i Feflow då inget uttag görs i Norrvattens uttagsbrunnar. Körningen gjordes under 1000 dagar partiklarna går som längst fram till Löwenströmska sjukhuset där ett uttag om 20 l/s görs till värme och kyla.



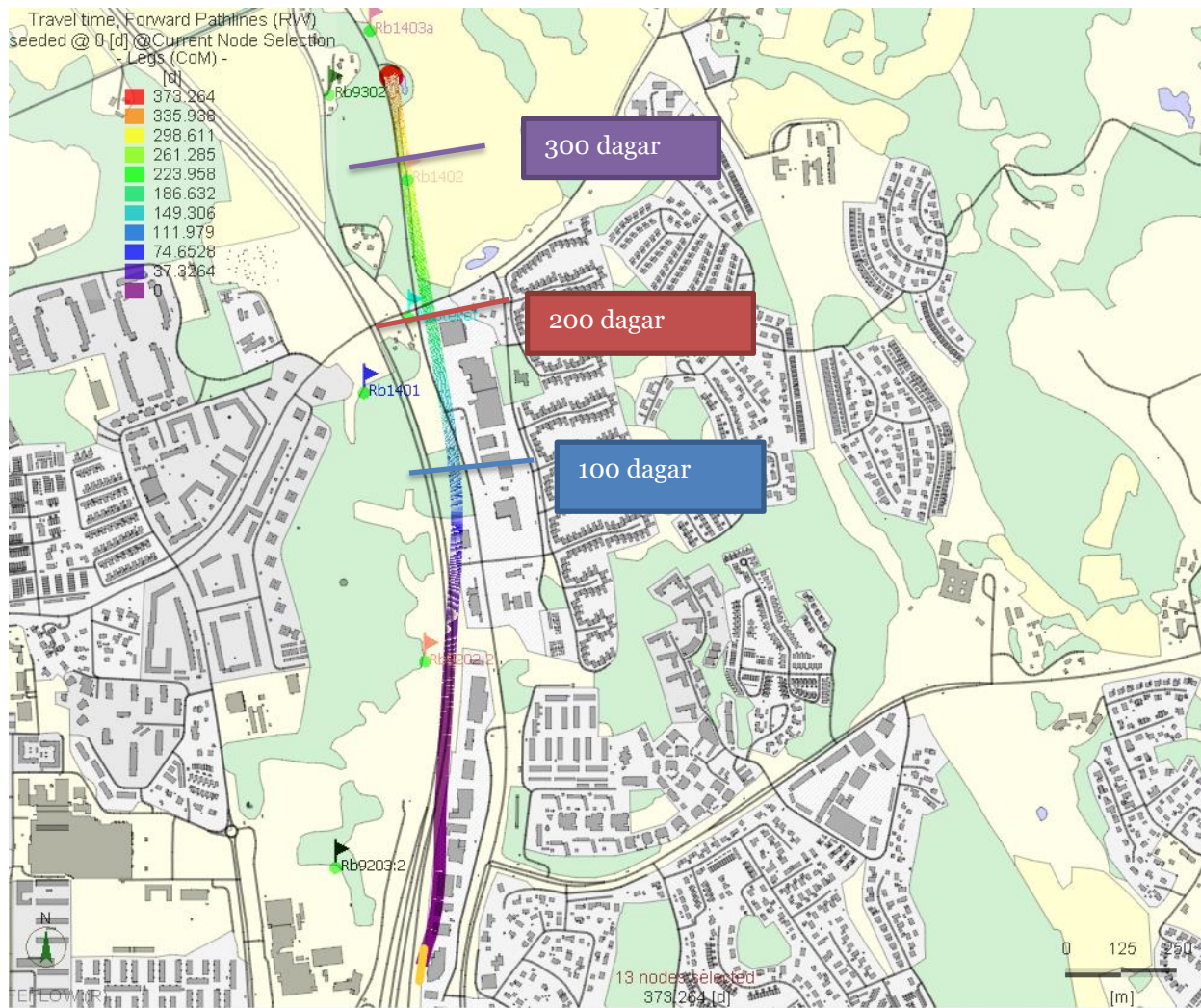
Figur 23: Spårning av 6500 partiklar släppta i 13 punkter vid infiltrationsplatsen då inget uttag görs ur Norrvattens uttagsbrunnar.

I figur 24 visas istället partiklarnas rörelsebanor då ett uttag görs på 100 l/s ur var och en av de tre uttagsbrunnarna (totalt 300 l/s). Nu passerar ingen partikel förbi uttagsbrunnarna och nästan alla når fram till brunnarna under de 365 dagarna som körningen gjordes.



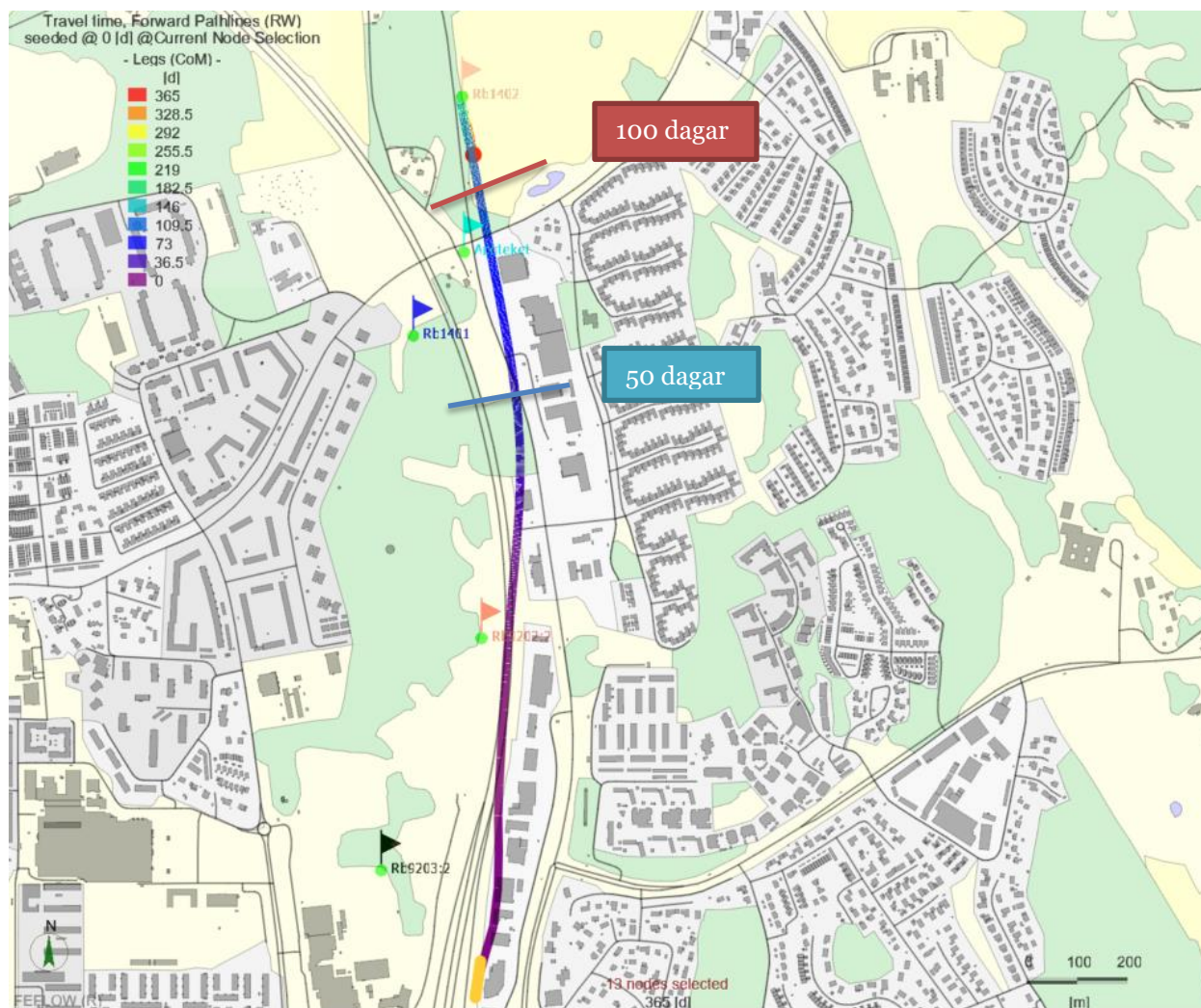
Figur 24: Spårning av 6500 partiklar släppta i 13 punkter vid infiltrationsplatsen då uttag med 300 l/s görs ur Norrvattens uttagsbrunnar.

I figur 25 visas förflyttningen av partiklarnas tyngdpunkt då inget uttag görs. För att göra det tydligare har tyngdpunkten efter 100, 200 och 300 dagar ungefärligt markerats med linjer.



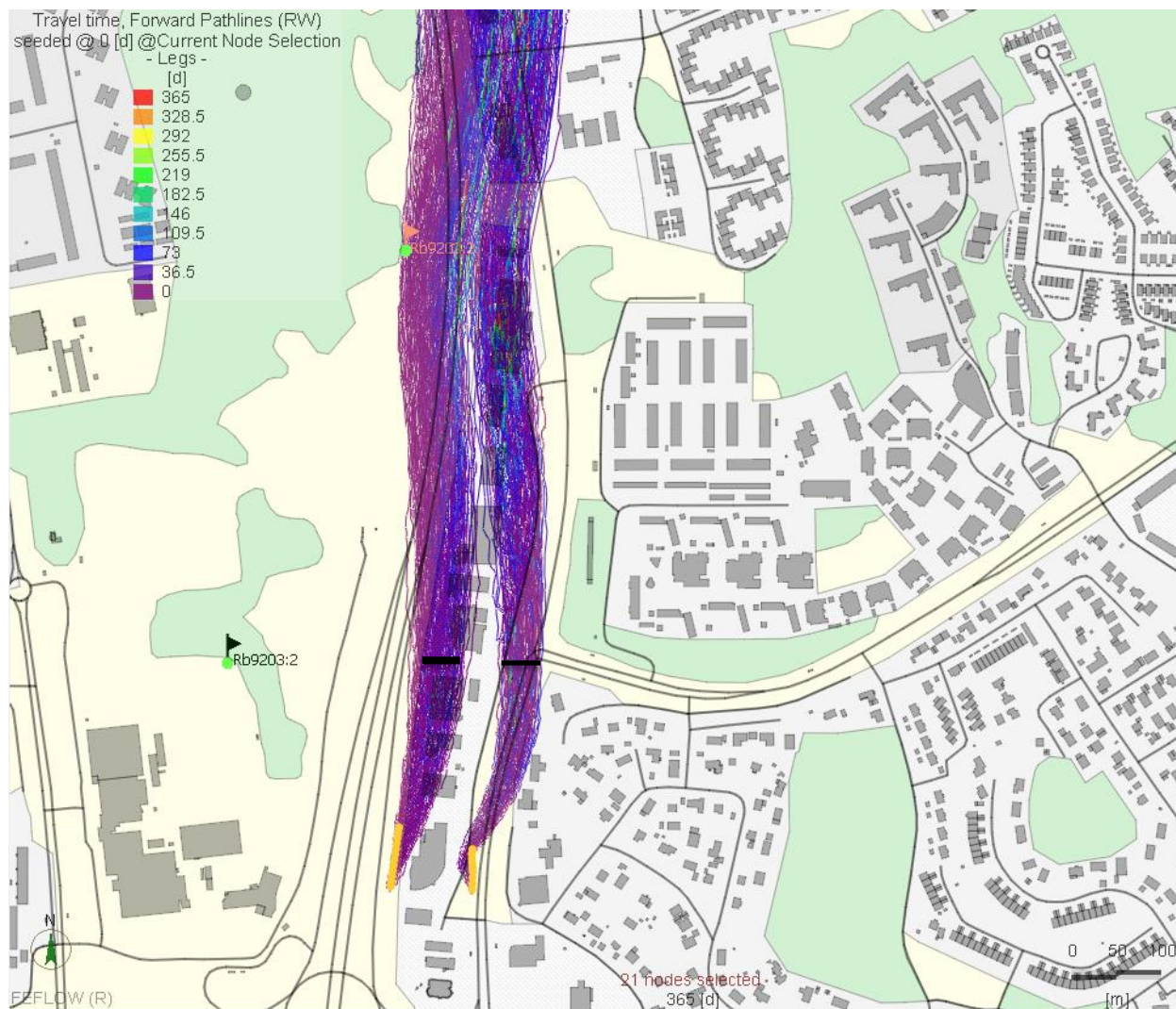
Figur 25: Förflyttning av partiklarnas tyngdpunkt under ett år när inget uttag görs. Tyngdpunkten efter 100, 200 och 300 dagar ungefärligt markerade med linjer.

I figur 26 visas tyngdpunktsförflyttningen av partiklarna då ett uttag om 300 l/s görs. Här är tyngdpunkten efter 50 och 100 dagar markerade med linjer. Stora skillnader ses mot figur 24 där inget uttag görs och tyngdpunkten efter 100 dagar med uttag motsvarar ungefär 250 dagar utan uttag.



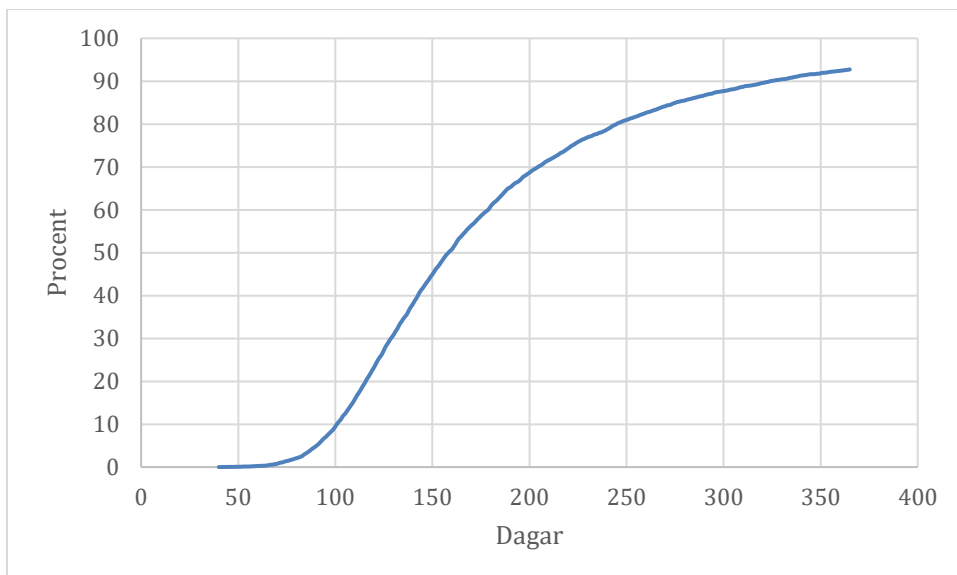
Figur 26: Förflyttning av partiklarnas tyngdpunkt under ett år med uttag på 300 l/s.

Av figur 27 framgår att partikelbanorna från de två infiltrationsrören inte går ihop mot varandra förrän efter drygt 500 meter vilket stämmer med antagandet om att de inte går ihop på de distanserna som använts i den analytiska beräkningsmodellen. Här kan också ses ungefär hur stor utbredning plymen har efter 200 meter med hjälp av de svarta linjerna som är 50 meter breda.



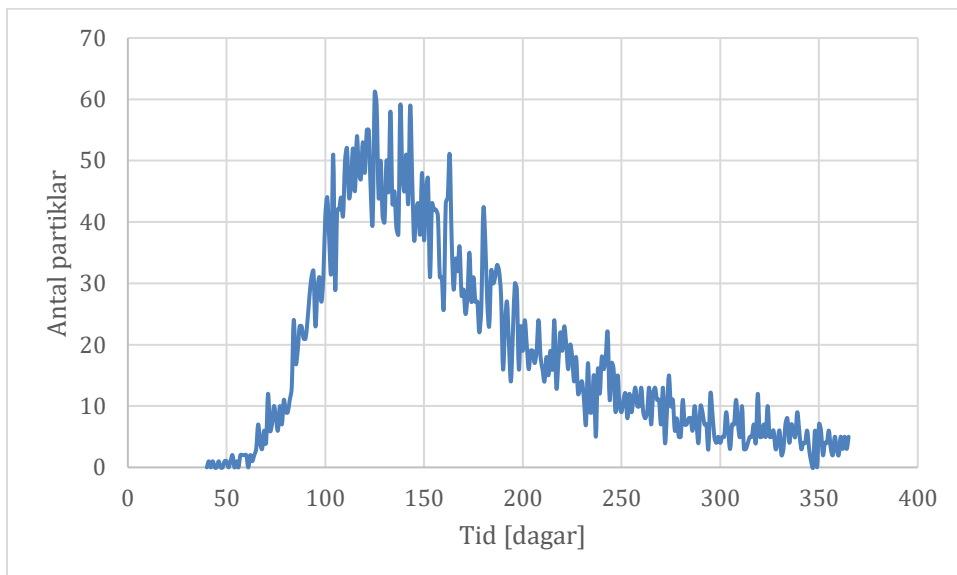
Figur 27: Spårning från båda infiltrationsrören.

I figur 28 kan man se hur stor andel av partiklarna som ankommer någon av uttagsbrunnarna under det första året. Där syns att det tar ca 40 dagar innan den första partikeln kommer fram och att efter ett år har ca 92 % av de utsläppta partiklarna kommit fram.



Figur 28: Andel av partiklar som nått fram till uttagsbrunnarna under första året vid uttag på 100 l/s från varje uttagsbrunn, totalt 300 l/s.

I figur 29 kan man istället se hur många partiklar som kommer fram per dag. Där syns att peaken i antalet framkomna partiklar per dag sker efter mellan 100 och 150 dagar samt att det finns en tydlig svans. Under peaken kommer ungefär 60 partiklar fram per dag vilket motsvarar knappt 1 % av de partiklar som släpps ut.



Figur 29: Antal partiklar som kommer fram per dag under det första året vid uttag på 100 l/s från varje brunn, totalt 300 l/s.

Diskussion

Antagandet gällande de geologiska förhållandena vid infiltrationsplatsen är förenklade då ett och samma jordlager har antagits genom hela den omätaade zonen vilket kan påverka infiltrationsförloppet och tiden kraftigt. Det kan vara så att infiltrationsrören finns ovanför det tätande skikt som finns mellan sanden och själva åsen. Detta skulle fördröja infiltrationen märkbart och även kunna innebära att vattnet inte går helt vertikalt ner till åsen heller. Emellertid fanns inga detaljerade uppgifter om jordlagerföljden och det är därför svårt att säga hur djupa dessa lager är. Att dagvattnet till slut kommer nå till grundvattnet i åsen är dock troligt då det räknas till åsens tillrinningsområde enligt SGU. Resultatet av antagandet bedöms vara på den säkra sidan då det leder till en snabbare transporttid genom den omätaade zonen.

Vad gäller risken för förorening i grundvattnet är det framförallt olja som är oroväckande då koncentrationen är mycket högre än gränsvärdet hela vägen 200 meter nedströms. Här ska dock tydligt poängteras att det vid infiltrationsrören finns oljeavskiljare och att hänsyn till effekten av dessa inte är tagna i det här arbetet utan all olja i dagvattnet antas filtrera marken. Dessutom så antas transporten i den mätaade zonen helt följa vattnet men det är välkänt att olja är svårlöst i vatten. Vidare så är gränsvärdet här en intern gräns som Norrvatten har och främst avseende lukt av vattnet, det finns alltså ingen miljökonskevensnorm (MKN) som ska vara uppfyllt för hela magasinet. Det är dock möjligt under arbetets antagande att denna luktgräns kommer överskridas vid Norrvattens uttagsbrunnar.

I övrigt så kan kvalitetsproblem uppstå för bly, kvicksilver, PAH och benso(a)pyren då koncentrationen för att vända trend kan överskridas upp till 100 meter nedströms för dessa föroreningar. För PAH och benso(a)pyren finns samma problem vad gäller transporten i den mätaade zonen som för olja då även dessa är svårlösta i vatten. För samtliga dessa föroreningar underskrider koncentrationen gränsvärdet vid 200 meter nedströms infiltrationsplatsen och risken får anses som obefintlig att föroreningskoncentrationen i vattnet som når fram till brunnarna skulle vara i närheten av gränsvärdena. Istället får frågan ställas om hur stor zon man kan tillåta att gränsvärdet och vända trend-värdet överskrids.

I figur 26 syntes att föroreningsplymens bredd efter 200 meter var lite drygt 50 meter vilket kan jämföras med den analytiska beräkningsmodellen där bredden efter 200 meter beräknades till drygt 27 meter. Detta leder till att utspädningen i beräkningsmodellen sker i en mindre zon än vad som indikeras ske enligt partikelspårning. Om bredden i modellen skulle sättas till 50 meter istället för de nuvarande 27 så skulle koncentrationen vid 200 meter vara ungefär 60% så höga som beräknat.

Transporttiderna genom den omätaade zonen varierade mellan 3 och 200 år innan koncentrationen vid grundvattenytan stabiliserades (figur 15–25). Klorid är den med snabbast transport men även kadmium, PFAS, olja och PAH beräknas ha en relativt snabb transport på 10 år medan benso(a)pyren beräknas ha den klart högsta på cirka 200 år medan övriga tungmetaller har en transporttid mellan 25 och 40 år. Om höga halter i grundvattnet skulle detekteras av en förorening kan en kort transporttid vara fördelaktig då det går snabbare från det att infiltration avbryts tills att föroreningen slutar nå grundvattnet. Detta gäller då till exempel olja och PAH där föroreningsrisker finns och där halterna i grundvattnet kan bli höga. Enligt samma tankegång blir det svårt att stoppa tillförseln av benso(a)pyren om för höga halter skulle uppstå i grundvattnet då tillförseln sker med lång fördröjning.

Vad som också bör finnas i åtanke är att många av de antaganden som gjorts i arbetet är så kallat konservativa som till exempel att ingen nedbrytning antas ske i varken den mätaade eller omätaade markzonen. Det betyder att all förorening som finns i dagvattnet vid något tillfälle kommer att nå ner till grundvattnet. Det är långt ifrån orimligt att någon nedbrytning sker i den omätaade zonen särskilt då den

är så pass stor som 6.5 m, däremot är det väldigt svårt att uppskatta hur stor nedbrytning som är rimlig att anta. Dessutom kan adsorption förekomma även i den mättade markzonen vilket skulle öka transporttiderna till brunnarna.

I figur 10 visades respektive markanvändnings bidrag av de olika föroreningarna, väg och framförallt industri hade relativt hög belastning medan villaområden hade relativt låg. Utifrån det skulle kunna tänkas att större villaområden skulle nyttjas för att späda ut det mer förorenade dagvattnet från industri. Emellertid så bidrog villa med relativt stor belastning av olja vilket talar emot att infiltrera dagvatten från fler villaområden då de allvarligaste föroreningsriskerna uppstod för olja.

Vid jämförelse av 90-percentilen från slumpgeneratoren och normalfördelningen så överensstämmer de inte särskilt väl vilket kan bero på att vid transformationen till normalfördelning så har outliers tagit bort vilket inte gjorts i slumpgeneratoren. Vidare så kan 500 simuleringar vara ett för litet urval och att de hade närmat sig varandra vid fler antal simuleringar. Båda ligger också klart högre än schablonhalterna som snarade visade sig motsvara 10–30 percentilen vilket indikerar att det kan vara en lite optimistisk förhoppning att halten i dagvattnet ska vara lika eller lägre än schablonhalterna. Sedan är det kanske inte heller särskilt troligt att de är riktigt så höga som 90-percentilen men i sammanhanget bedöms det som rimligt att snarare överskatta än underskatta föroreningshalten.

Infiltrationen av dagvattnet bidrar med en nybildning av grundvatten om 106,5 m³/d vilket motsvarar drygt 1 l/s och kan jämföras med den totala grundvattenbildningen som uppskattas till omkring 25 l/s (Johansson & Djurberg 2019). Dagvatteninfiltrationen bidrar alltså med en i sammanhanget inte negligerbar del av grundvattenbildningen vilket talar för att tillåta dagvatteninfiltration. Samtidigt såklart inte kan accepteras att vattentäkten riskerar att bli obrukbar och därför skulle någon form av säkerhetsställande behöva ske. Ett sätt skulle kunna vara att kontinuerligt mäta föroreningshalten i det infiltrerande dagvattnet och i grundvattnet vid en observationsbrunn nedströms. Det som framförallt skulle behöva kontrolleras är funktionen av oljeavskiljaren.

Inverkan av framtida klimatförändringar såsom ökad nederbörd och nederbördsintensitet som leder till ökad avrinning kan jämföras med fallet industri-90 där dagvattenmängderna har ökat till 130,7 m³/d från dagens fall på 106,5. Detta då inget händer med koncentrationen förorening i dagvattnet så länge ökning avrinning sker så att lika stor andel kommer från de olika användningsområdena även fortsättningsvis. Det som däremot kommer hända är att infiltrationen kommer gå snabbare och att den totala mängden förorening som når grundvattnet ökar.

Vidare skulle det vara intressant att mäta den faktiska halten av föroreningarna i dagvattnet för att se hur stora risker som faktiskt finns på den aktuella platsen. Om halterna skulle vara så höga att gränsvärdena riskerar att överskridas, till exempel i nivå med eller högre än fallen slump-90 eller normal-90, skulle åtgärder behöva sättas in. Förslagsvis skulle då halten i grundvattnet mätas, förutsatt att infiltrationen pågått så länge att det är rimligt att föroreningen nått grundvattnet. Den uppmätta halten i grundvattnet skulle då kunna jämföras med värden beräknade med spädningssmodellen utifrån de halter som mätts i dagvattnet och det avstånd som mätningen sker på, detta skulle då också kunna användas som en kontroll av om modellen ger rimliga koncentrationer eller inte.

Slutsats

De största föroreningsriskerna bedöms finnas för petroleumprodukterna nämligen olja, PAH och benso(a)pyren. Samtidigt finns även de största osäkerheterna för dessa föroreningar då ingen hänsyn togs till rening med oljeavskiljare, vidare är antagandena om transporten inte heller anpassade för dessa föroreningar då ingen nedbrytning eller avdunstning har antagits. Vad gäller tungmetaller så är det endast för bly och kvicksilver det bedöms finnas föroreningsrisker. Vad gäller PFAS och klorid bedöms riskerna som låga utifrån de tillgängliga mätningarna. Det finns dock betydligt färre mätningar av dessa föroreningar framförallt vad gäller PFAS vilket gör dessa bedömningar mer osäkra.

Den markanvändningstyp som bidrar med klart högst föroreningshalter generellt sett är industrimark framförallt vad gäller tungmetaller vilket syns tydligt i fallet industri-90 då halterna i dagvattnet höjs för samtliga föroreningar utom koppar, olja och PAH jämfört med dagens fall (slump-90). Olja och PAH är två av de föroreningar som bedöms ha störst risk och för dem så bidrar villaområden respektive vägar relativt mycket utifrån det studerade materialet.

Förslag till vidare studier

Det som framförallt skulle behöva studeras vidare är de geologiska och geotekniska förutsättningarna vid infiltrationsplatsen. Specifikt skulle infiltrationsarean, djupet på infiltrationsrören, djupet till grundvattenytan och jordlagerföljden utredas för att i detalj kunna beskriva infiltrationsprocessen. Vidare skulle även någon form av mätning av föroreningshalten i dagvattnet vara intressanta för att bättre kunna bedöma risken för förorening i grundvattnet.

Referenser

- Berkowitz, B., Dunn, A. D. & Sillman, E. S., (2004). Impact of the capillary fringe on local flow, chemical migration, and microbiology. *Vadose Zone Journal*, 3, 534–538.
- Berkowitz, B., Dror, I. & Yaron, B., (2014). *Contaminant Geochemistry Interactions and Transport in the Subsurface Environment* 2nd ed.,
- Box, G., & Cox, D. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 26(2), 211-243.
- Braz, A., Fernandes, A., Ferreira, J., Alleoni, L., De Souza Braz, A., & Ferraciu Alleoni, A. (2013). Distribution coefficients of potentially toxic elements in soils from the eastern Amazon. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(10), 7231-7242.
- Brusseau, M., Yan, N., Van Glubt, S., Wang, Y., Chen, W., Lyu, Y., . . . Holguin, F. (2019). Comprehensive retention model for PFAS transport in subsurface systems. *Water Research*, 148, 41–50.
- Bundschuh, J. & Zilberbrand, M., (2012). *Geochemical modeling of groundwater, vadose, and geothermal systems*, Leiden, The Netherlands; Boca Raton, Fla.: CRC Press/Balkema.
- Chesnaux, R. (2011). Analytical closed-form solution for assessing pumping cycles, times, and costs required for NAPL remediation. *Environmental Geology*, 55, 1381–1388.
- Christensen, T., Astrup, T., Boddum, J., Østergaard Hansen, B., & Redemann, S. (2000). Copper and zinc distribution coefficients for sandy aquifer materials. *Water Research*, 34(3), 709–712.
- Coulon, A., Cannavo, P., Charpentier, S., & Vidal-Beaudet, L. (2015). Clogging-up of a stormwater infiltration basin: A laboratory approach using image analysis. *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1738–1752.
- Cvetkovic, V., Martinet, P., Baresel, C., Lindgren, G., Nikolic, A., Molin, S., Carstens., (2008). *Environmental Dynamics: An introduction to modeling anthropogenic impact on natural systems*, ED Course compendium
- Earon, R., (2011) Impacts on soil and Groundwater from Road Maintenance and Traffic. And Initial Study of the E18 Highway. Trita LWR-EX-11-21, pp. 41.
- Eriksson, A., (2009). *Grundvattenmagasinet Stockholmsåsen-Upplands Väsby*. Sveriges Geologiska Undersökning, SGU.
- Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M. and Nilsson, I. (2010). *Mark- och vattenkemi teori* Kungliga Tekniska Högskolan, KTH
- Halldin Ankarberg, E., (2016) Risker vid förorening av dricksvatten med PFAS. Livsmedelsverket.
- Hassan, S., & Garrison, A. (1996). Distribution of chromium species between soil and porewater. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 8(3–4), 85–103.

Heumann, K., & Baier, G. (1982). Chloride distribution coefficient on strongly basic anion-exchange resin: Dependence on co-ion in alkali fluoride solutions. *Chromatographia*, 15(11), 701–703.

Johansson P. O., Djurberg H., (2019). Hammarby grundvattentäkt – reservvattenförsörjning. Provpumpningar, infiltrationsförsök och grundvattenmodellering.

Kemikalieinspektionen, (2015), Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ. Rapport 6/15

Kim, M. (2014). A study on the adsorption characteristics of cadmium and zinc onto acidic and alkaline soils. *Environmental Earth Sciences*, 72(10), 3981–3990.

Knutsson, G., Morfeldt, C-O., & Svensk byggtjänst. (2002). Grundvatten: Teori & tillämpning (3. utg. ed.). Stockholm: Svensk byggtjänst.

Kristensen, A., Poulsen, T., Mortensen, L., & Moldrup, P. (2010). Variability of soil potential for biodegradation of petroleum hydrocarbons in a heterogeneous subsurface. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 573-580.

Kwadijk, C.J.A.F., Korytar, P., & Koelmans, A.A. (2010). Distribution of perfluorinated compounds in aquatic systems in The Netherlands. *Environmental Science and Technology*, 44(10), 3746–3751.

Kwok, K., Yamazaki, E., Yamashita, N., Taniyasu, S., Murphy, M., Horii, Y., . . . Lam, P. (2013). *Transport of Perfluoroalkyl substances (PFAS) from an arctic glacier to downstream locations: Implications for sources*. *Science of the Total Environment*, 447, 46–55.

Lantmäteriet. (2020). Ortofoto RGB 0.5m. Hämtad från www.zeus.slu.se

Larm, T. (2020). StormTac Database (v. 2020-04-14). Hämtad från www.stormtac.com 2020-04-15

Lerner, D., & Harris, B. (2009). The relationship between land use and groundwater resources and quality. *Land Use Policy*, 26(1), S265-S273.

Lindblom, E., Allard, A-S., Edlund, D., Matschke-Ekholm, H., Strandberg, J., Eliaesson, K., Rosenqvist, L., Liljeberg, M., Olshammar, M., (2017). Hållbar markanvändning i Uppsala- och Vattholmaåsarnas tillrinningsområde. IVL, U 5831

Livsmedelsverket. (2017). Livsmedelsverkets föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten

Locatelli, L., Mark, O., Mikkelsen, P., Arnbjerg-Nielsen, K., Deletic, A., Roldin, M., & Binning, P. (2017). Hydrologic impact of urbanization with extensive stormwater infiltration. *Journal of Hydrology*, 544, 524–537.

Naturvårdsverket. (2009). Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976

Naturvårdsverket. (2016). Datablad för koppar. Kemakta konsult AB, Institutet för Miljömedicin

Naturvårdsverket (2016). Datablad för kadmium. Kemakta konsult AB, Institutet för Miljömedicin

- Naturvårdsverket (2016). Datablad för kvicksilver. Kemakta konsult AB, Institutet för Miljömedicin
- Naturvårdsverket (2017). Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Kemakta konsult AB, Institutet för Miljömedicin
- Peche, A. et al., (2019). Physically based modeling of stormwater pipe leakage in an urban catchment. *Journal of Hydrology*, 573, pp.778–793.
- SGU (2020) Jordartskartan 1:25 000–1:100 000 Hämtad från www.zeus.slu.se
- Staunton, S. (2004). Sensitivity analysis of the distribution coefficient, K_d , of nickel with changing soil chemical properties. *Geoderma*, 122(2), 281–290.
- Svenskt Vatten, (2020), Miljö kvalitetsnormer för vatten
- Sveriges geologiska undersökningar (SGU). (2013). Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljö kvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten.
- Turner, A., Martino, M., & Le Roux, S. (2002). Trace metal distribution coefficients in the Mersey Estuary, UK: Evidence for salting out of metal complexes. *Environmental Science & Technology*, 36(21), 4578–4584.
- Upplands Väsby kommun. (2018). Väsby stad 2040. Översiktsplan
- Upplands Väsby kommun. (2016). Dagvattenpolicy
- Vandenhove, H., Van Hees, M., Olyslaegers, G., & Vidal, M. (2009). Proposal for new best estimates for the soil solid–liquid distribution coefficient and soil-to-plant transfer of nickel. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(4), 342–347.
- Weber, A., Barber, L., LeBlanc, D., Sunderland, E., & Vecitis, C. (2017). Geochemical and Hydrologic Factors Controlling Subsurface Transport of Poly- and Perfluoroalkyl Substances, Cape Cod, Massachusetts. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4269–4279.
- Yang, M., Yang, Y., Du, X., Cao, Y., & Lei, Y. (2013). Fate and Transport of Petroleum Hydrocarbons in Vadose Zone: Compound-specific Natural Attenuation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(3), 1–14.
- Zgheib, Sally, Moilleron, Régis, & Chebbo, Ghassan. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Research (Oxford)*, 46(20), 6683–6692.
- Zheng, C., & Bennet, G. (2002). *Applied contaminant transport modeling: Theory and practice* (2nd ed.). New York: Wiley.

Appendix 1

I tabell A1-12 nedan redovisas mätvärdena ur StormTac's databas genom schablonhalt, min-, median och maxvärde samt antalet mätningar för respektive förorening och markanvändningsområde.

Tabell A1: Koncentrationen av bly i dagvatten, enhet µg/l, från respektive markanvändningsområde.

Bly totalt	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	4,5	10	30	6,0
Min	2,0	1,0	1,6	6,3
Median	22	18	32	15
Max	322	214	600	40
Antal mätningar:	58	80	53	4
Löst bly	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Min	0,1	1,0	2,4	5,4
Median	2,1	15,5	6,8	5,4
Max	15	100	65	5,4
Antal mätningar:	16	7	6	1

Tabell A2: Koncentrationen av koppar i dagvatten, enhet µg/l, från respektive markanvändningsområde.

Koppar totalt	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	23	20	45	6,5
Min	5,0	3,2	4,2	4,7
Median	40	15	30	8
Max	247	170	257	10
Antal mätningar:	60	86	52	5
Löst koppar	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Min	4	5,3	6,4	13
Median	11	10,3	11	13
Max	75	119	19	13
Antal mätningar:	18	10	6	1

Tabell A3: Koncentrationen av kadmium i dagvatten, enhet µg/l, från respektive markanvändningsområde.

Kadmium totalt	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	0,28	0,5	1,5	0,2
Min	0,16	0,2	0,38	0,38
Median	0,6	1	2,0	0,6
Max	2,6	6,7	16	0,90
Antal mätningar:	38	39	30	2
Löst kadmium	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Min	0,04	0,7	0,26	0,2
Median	0,45	1,2	1,3	0,2
Max	3,5	2,5	2,2	0,2
Antal mätningar:	10	5	4	1

Tabell A4: Koncentrationen av krom i dagvatten, enhet µg/l, från respektive markanvändningsområde.

Krom totalt	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	7,5	5,8	14	3,9
Min	4,0	1,8	1,0	3,9

Median	12	5,6	13	4,7
Max	72	60	350	5,4
Antal mätningar:	31	47	30	2
Löst krom	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Min	0,45	0,97	2,5	2,8
Median	2,7	1,7	2,6	2,8
Max	5,8	14	6,3	2,8
Antal mätningar:	13	7	3	1

Tabell A5: Koncentrationen av nickel i dagvatten, enhet $\mu\text{g/l}$, från respektive markanvändningsområde.

Nickel	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	5,9	6	16	6,3
Min	3,8	1,6	0,94	6,3
Median	11	7,3	13	6,3
Max	54	28	58	6,3
Antal mätningar:	31	35	20	1
Löst nickel	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Min	2,0	0,8	3	1,2
Median	4,9	2,6	7,3	1,2
Max	17	10	28	1,2
Antal mätningar:	12	5	4	1

Tabell A6: Koncentrationen av kvicksilver i dagvatten, enhet $\mu\text{g/l}$, från respektive markanvändningsområde.

Kvicksilver	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	0,082	0,015	0,07	0,01
Min	0,0019	0,005	0,003	0,03
Median	0,97	0,2	0,2	0,03
Max	3,9	0,4	4,8	0,03
Antal mätningar:	24	8	12	1

Tabell A7: Koncentrationen av klorid i dagvatten, enhet mg/l , från respektive markanvändningsområde.

Klorid	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	13	35	50	5
Min	6,7	4,3	5,3	-
Median	13	8,4	7,5	-
Max	108	66	119	-
Antal mätningar:	7	10	5	0

Tabell A8: Koncentrationen av olika PFAS [ng/l] i dagvatten från industriområde, skola, skog och radhusområde.

Användningsområde	PFOS	PFOA	PFDA	PFHpA	PFNA	PFUnA
Industriområde	55	-	-	-	-	-
Skog	7,5	-	-	-	-	-

Tabell A9: Koncentrationer av olika PFAS [ng/l] i dagvatten från väg och villaområde.

PFAS	Väg						Villa				
	PFO S	PFO A	PFD A	PFHp A	PFN A	PFUn A	PFO S	PFO A	PFD A	PFHp A	PFN A
Schablonhalt	13	-	-	-	-	-	12	8	2	4	3
Min	4,8	6	3	1,3	3,7	1	6				
Median	12,5	10	4,5	3,5	3,9	2,5	12				
Max	27	20,5	5	5	6	28	18				
Antal mätningar	5	4	3	4	4	3	2	1	1	1	1

Tabell A10: Koncentrationen av olja i dagvatten, enhet µg/l, från respektive markanvändningsområde.

Olja	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	815	400	2500	150
Min	800	200	1300	1300
Median	4133	5394	6500	1300
Max	15200	204526	70556	1300
Antal mätningar:	19	44	25	1

Tabell A11: Koncentrationen av PAH i dagvatten, enhet µg/l, från respektive markanvändningsområde.

PAH	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	0,22	0,60	1,0	0,1
Min	0,05	0,001	0,11	-
Median	0,94	0,2	0,3	-
Max	7,9	0,45	1	-
Antal mätningar:	10	3	15	0

Tabell A12: Koncentrationen av benso(a)pyren i dagvatten, enhet µg/l, från respektive markanvändningsområde.

Benso(a)pyren	Väg	Villaområde	Industriområde	Skog
Schablonhalt	0,01	0,05	0,15	0,01
Min	0,01	0,01	-	-
Median	0,16	0,04	-	-
Max	0,52	0,07	-	-
Antal mätningar:	10	3	0	0

Appendix 2

I tabell A13-A14 redovisas percentilerna från de 500 simuleringarna av föroreningshalterna i dagvattnet.

Tabell A13: Utfall från de 500 simuleringarna av föroreningskoncentrationen avseende tungmetaller i dagvattnet från Truckvägen. Samtliga koncentrationer anges i µg/l.

Percentil	Bly	Koppar	Kadmium	Krom	Nickel	Kvicksilver
Min	6,85	11,66	0,33	5,17	4,95	0,038
10	17,27	23,76	0,78	8,90	8,61	0,10
20	22,13	29,29	0,94	11,00	9,92	0,12
30	26,93	33,43	1,09	12,71	11,51	0,14
40	31,54	37,75	1,27	14,04	12,94	0,16
Median	36,04	41,23	1,46	15,87	14,17	0,19
60	42,74	47,33	1,66	18,01	15,53	0,26
70	52,03	53,11	1,94	22,87	16,96	0,41
80	61,43	63,44	2,24	33,39	18,81	0,60
90	82,36	78,25	2,87	46,15	21,60	1,44
Max	208,4	167,6	6,58	114,8	40,39	2,80

Tabell A14: Utfall av de 500 simuleringarna av föroreningskoncentration av klorid, PFAS, PAH:er och benso(a)pyren i dagvattnet från Truckvägen.

Percentil	Klorid [mg/l]	PFAS [ng/l]	Olja [mg/l]	PAH [ng/l]	Benso(a)pyren [ng/l]
Min	6,03	32,78	1,38	150	81,7
10	9,03	36,46	3,47	270	89,5
20	11,92	37,96	4,19	340	95,3
30	15,67	39,04	4,81	420	100
40	18,65	40,02	5,49	490	106
Median	22,12	41,56	6,17	580	111
60	26,69	42,98	7,00	740	117
70	32,97	44,88	8,00	990	125
80	44,78	46,59	10,01	1340	134
90	62,85	49,02	17,15	1690	147
Max	105,1	55,42	53,67	3010	202

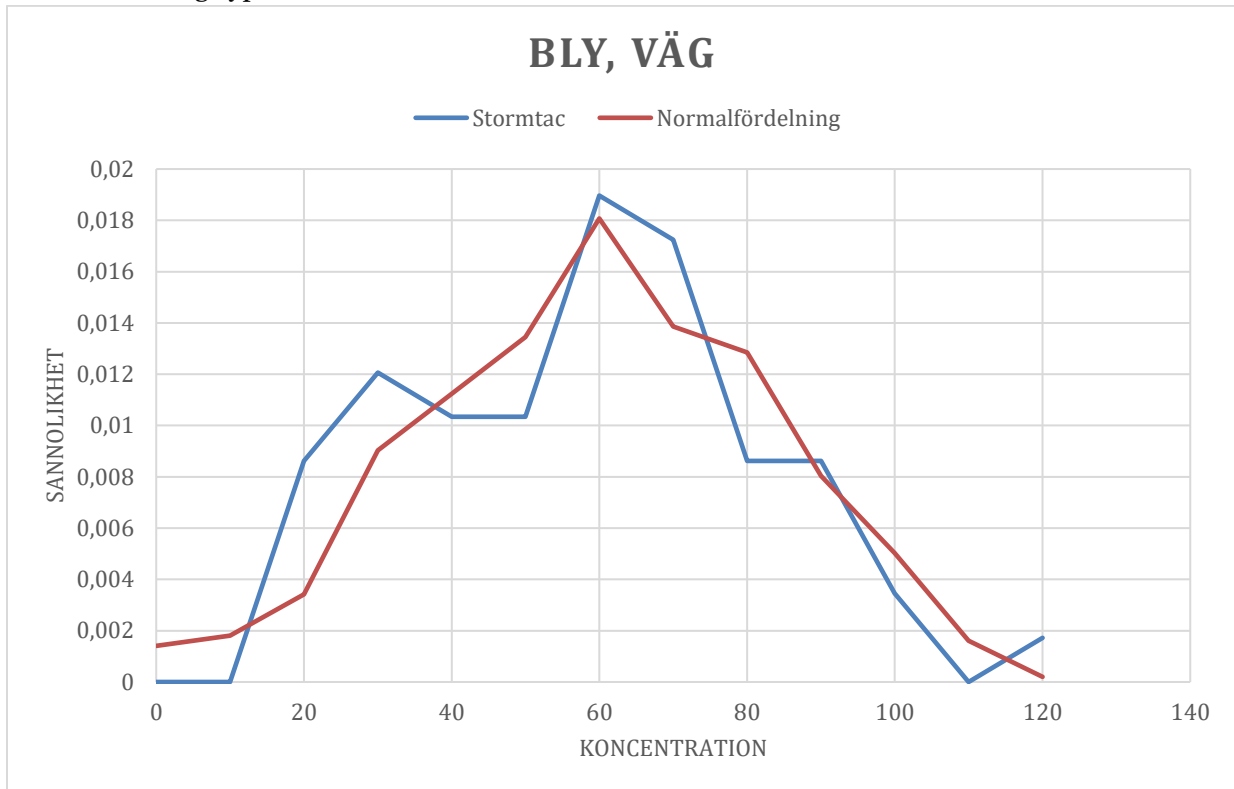
I tabell A15 redovisas 90-percentilen för de transformerade värdena för respektive förorening och markanvändning.

Tabell A15: 90-percentilen för respektive förorening och markanvändning från normalfördelningen.

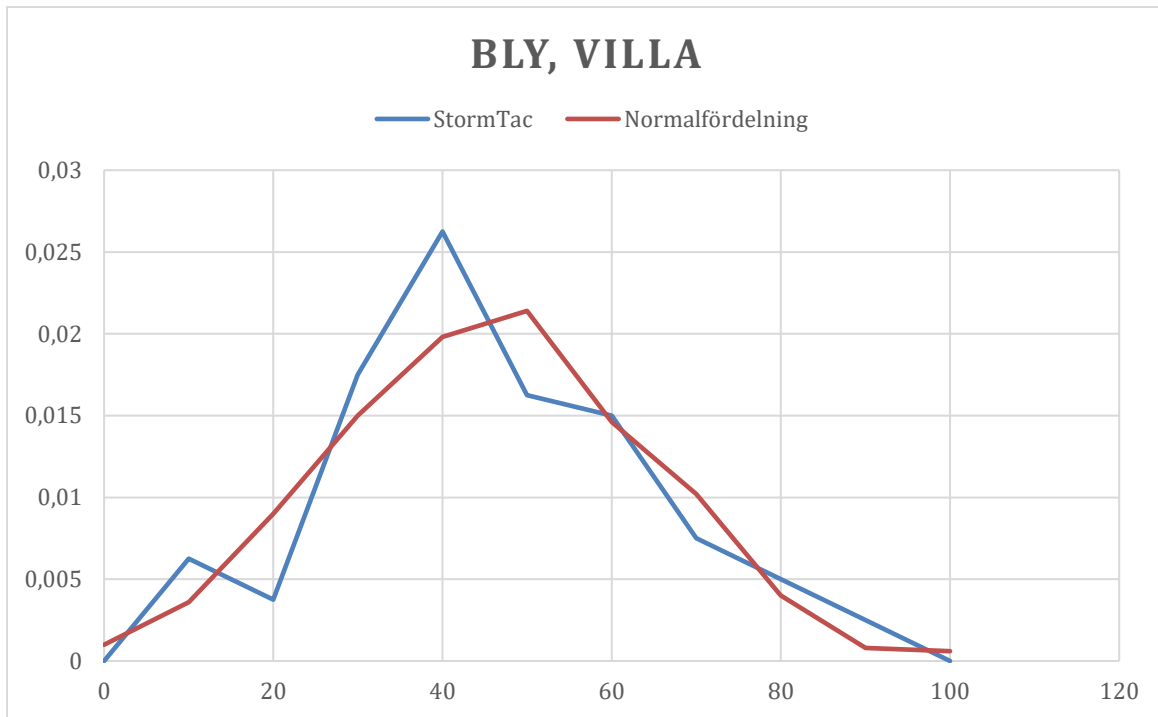
Förorening	Väg	Villa	Industri
Bly	91,6	70,2	141,2
Koppar	112,3	46,6	96,6
Kadmium	1,91	2,89	6,98
Krom	35,3	3,21	6,90
Nickel	26,1	15,3	59,5
Kvicksilver	1,22	0,36	1,52
Klorid [mg/l]	58,3	30,9	64,3
Olja [mg/l]	10,5	22,6	20,6
PAH [ng/l]	5170	620	890

Appendix 3

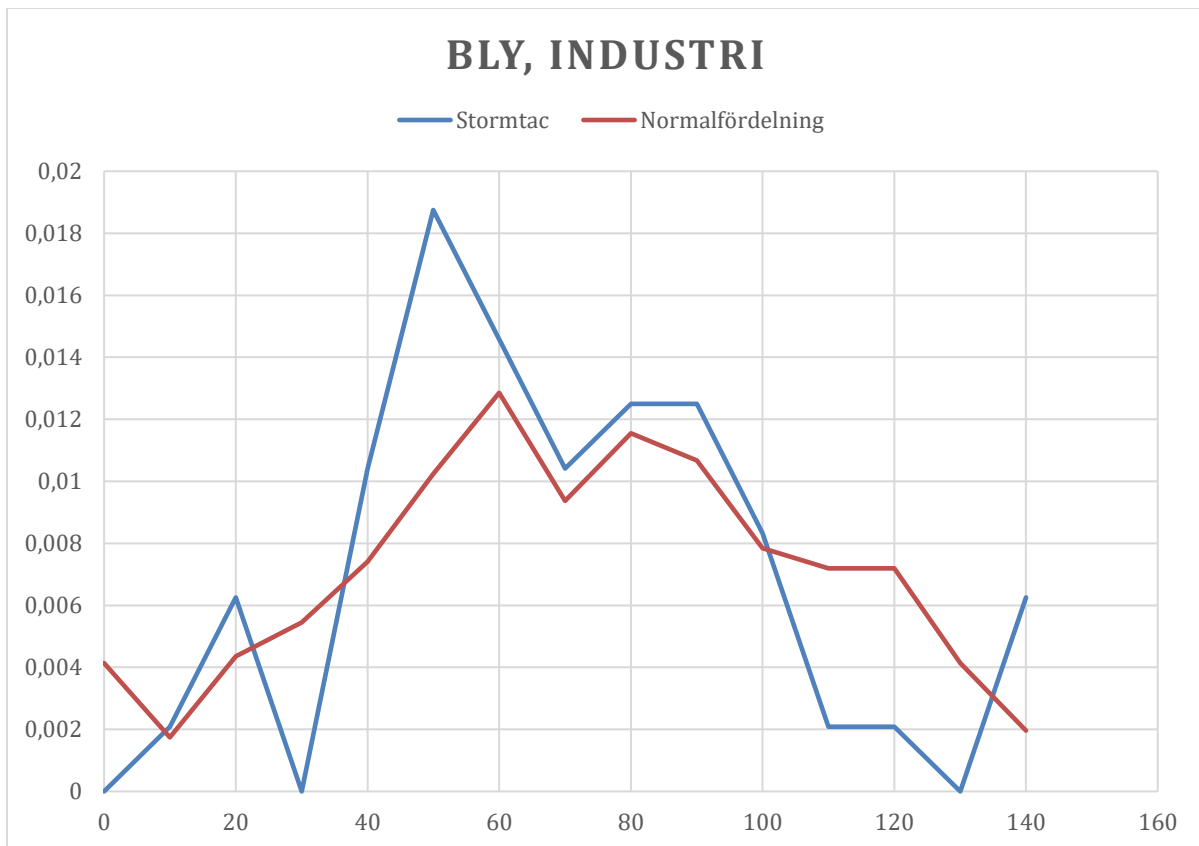
I figur A1-A24 redovisas jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktioner mellan de ursprungliga mätvärdena från databasen och de transformerade värdena för respektive förorening och markanvändningstyp.



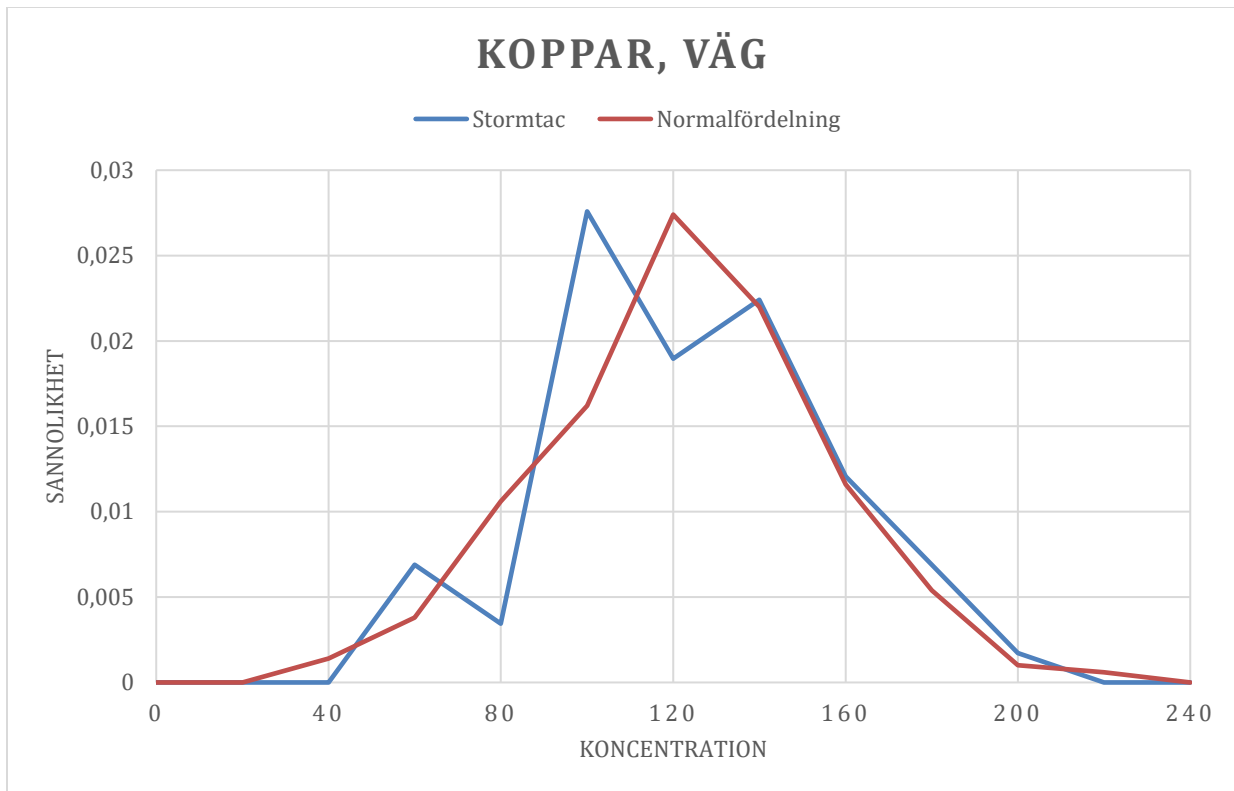
Figur A1: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av bly i dagvatten från väg.



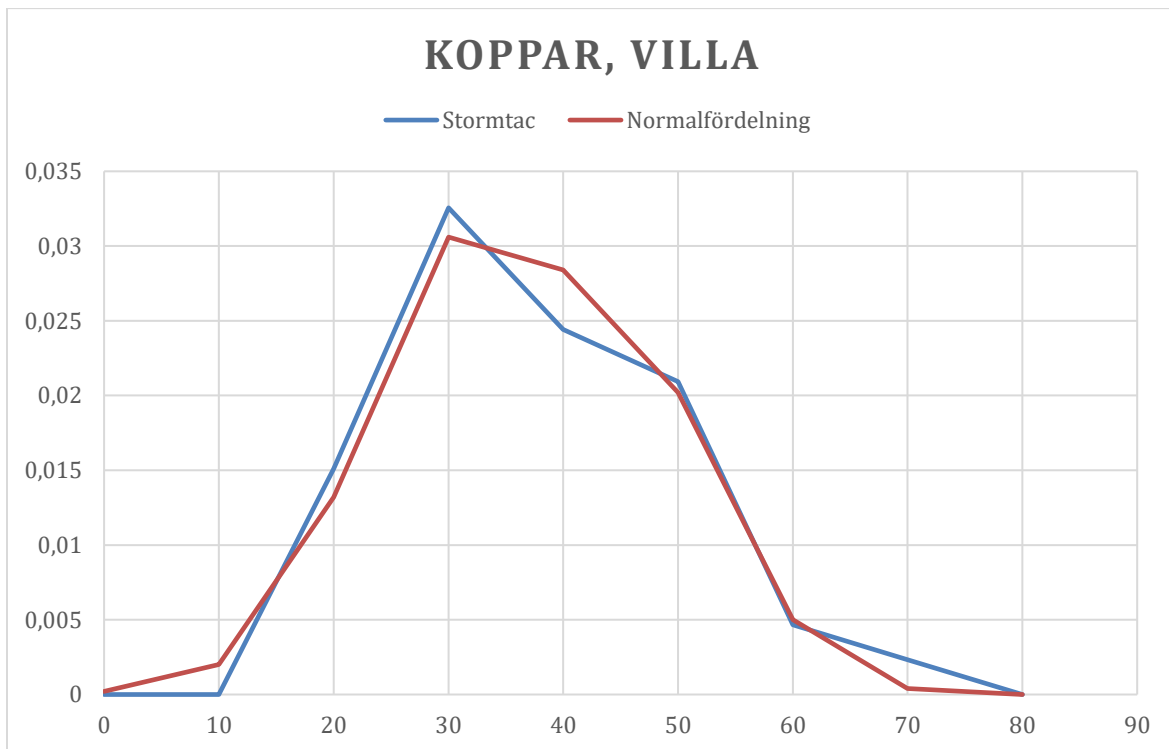
Figur A2: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av bly i dagvatten från villa.



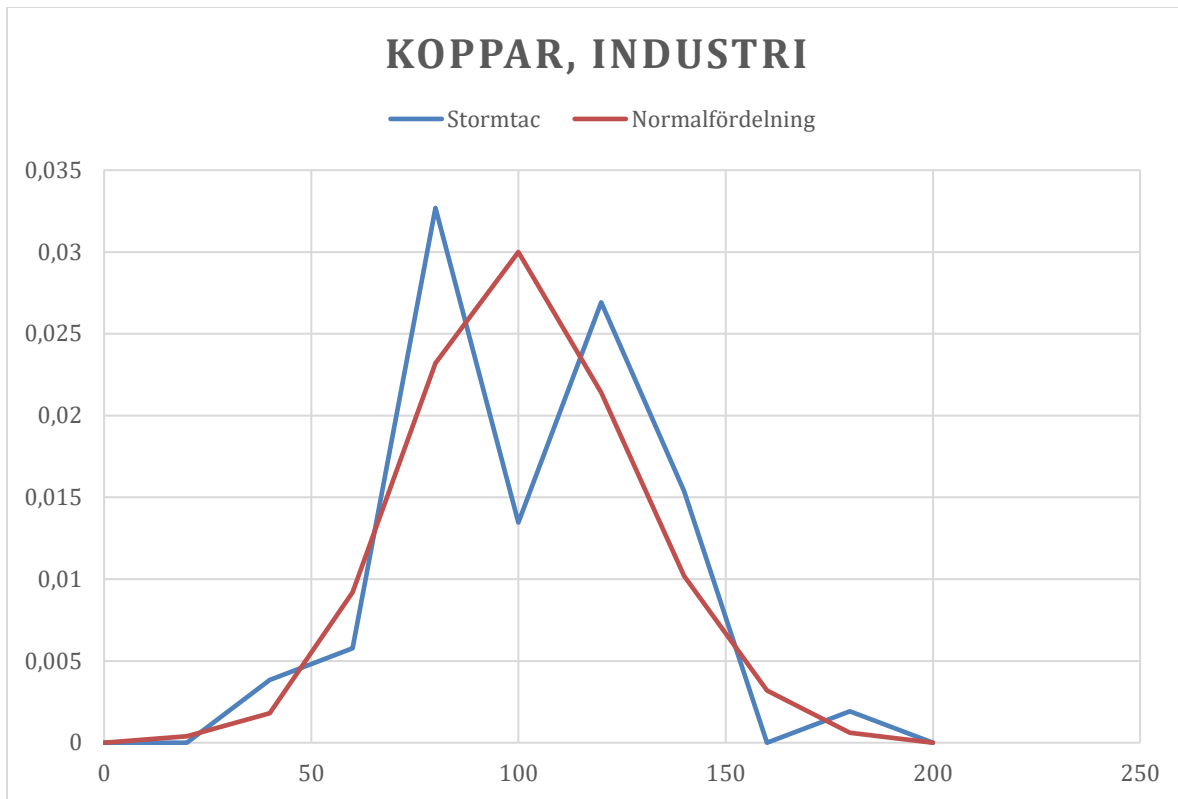
Figur A3: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av bly i dagvatten från väg.



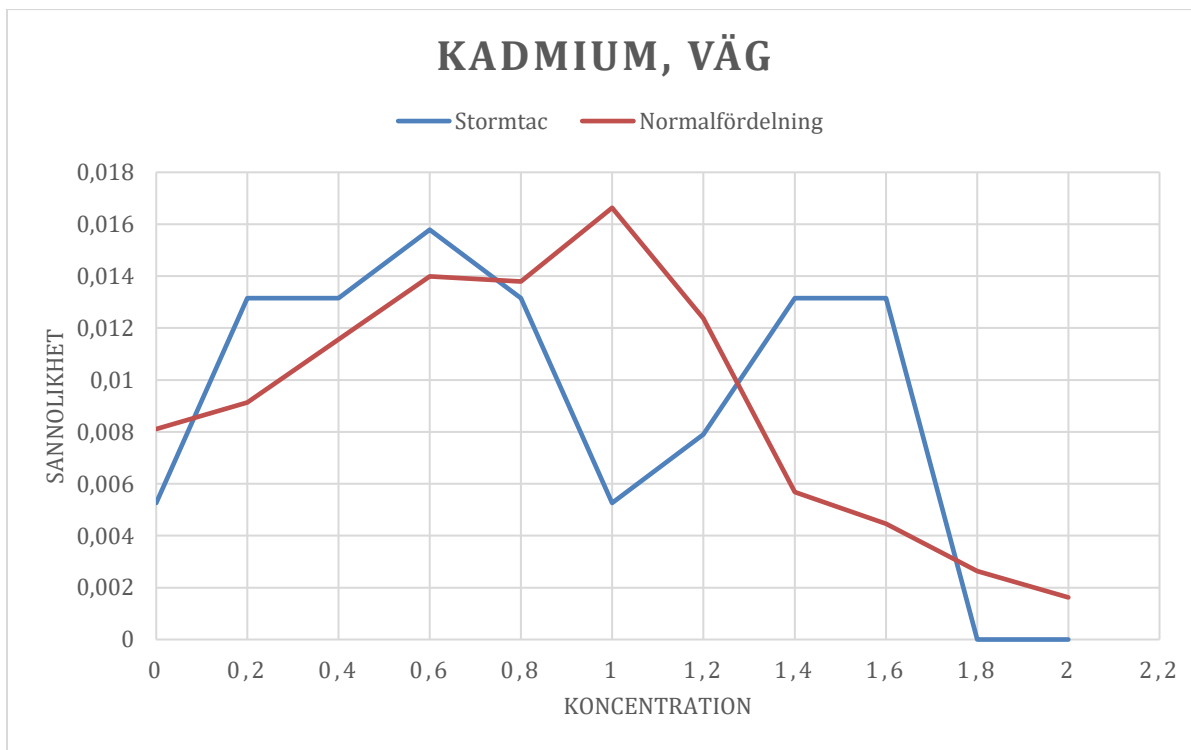
Figur A4: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av koppar i dagvatten från väg.



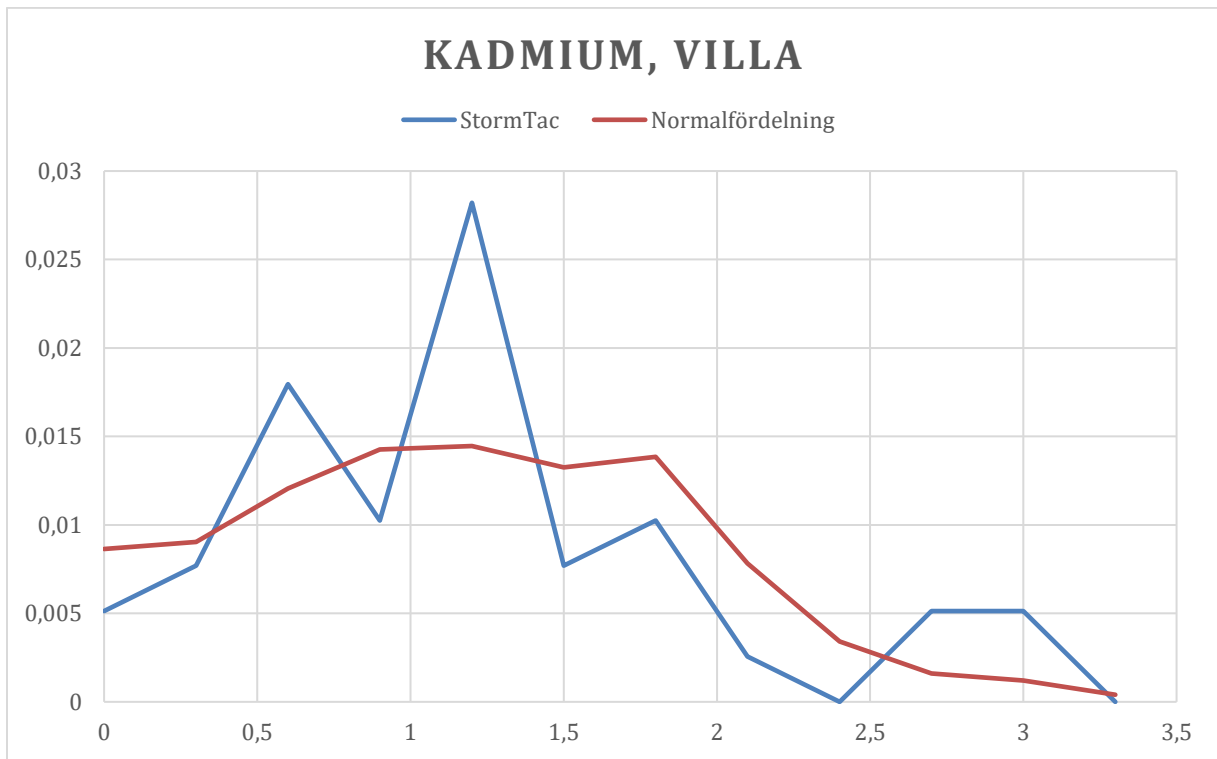
Figur A5: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av koppar i dagvatten från villa.



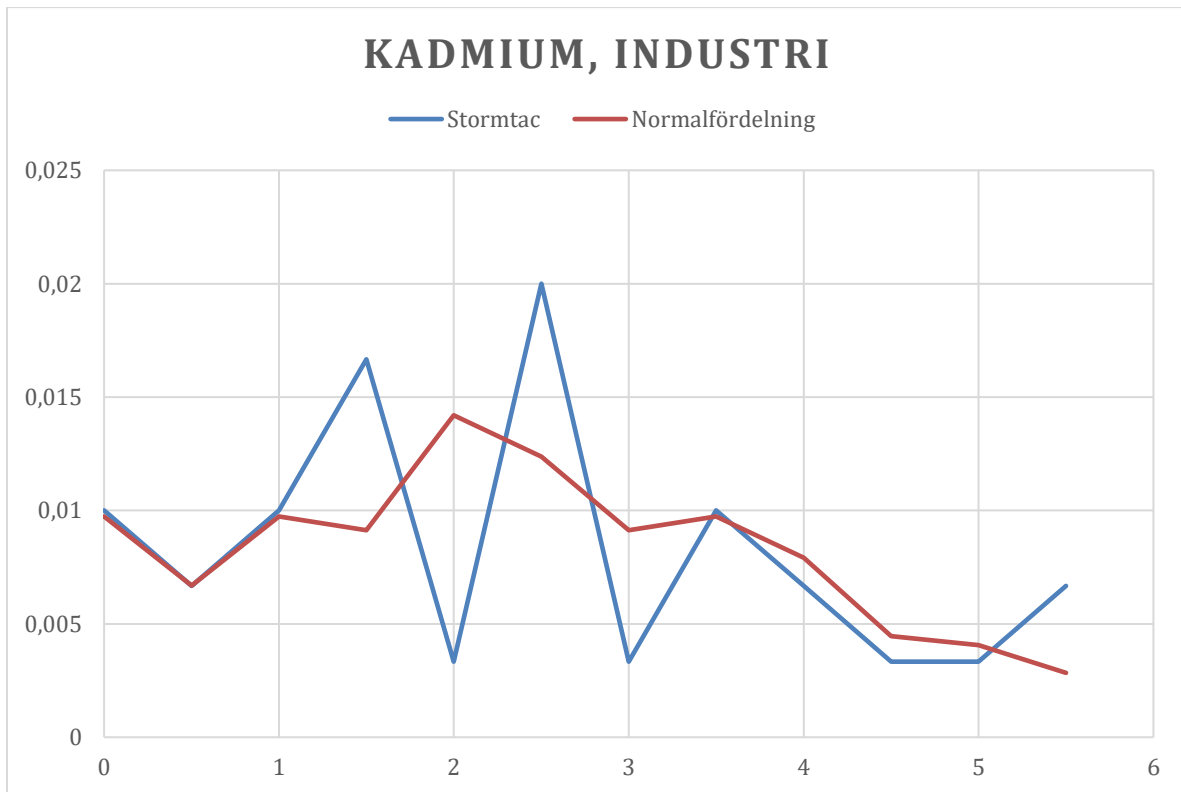
Figur A6: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av koppar i dagvatten från industri.



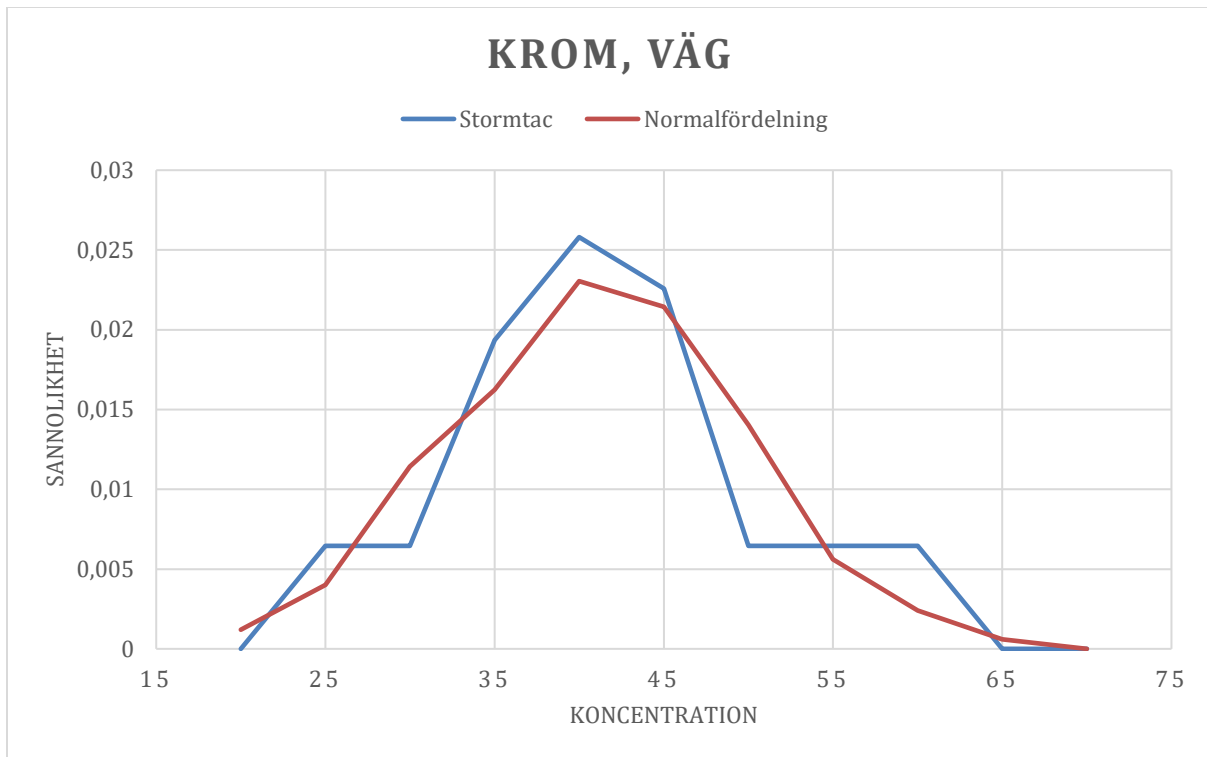
Figur A7: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av kadmium i dagvatten från väg.



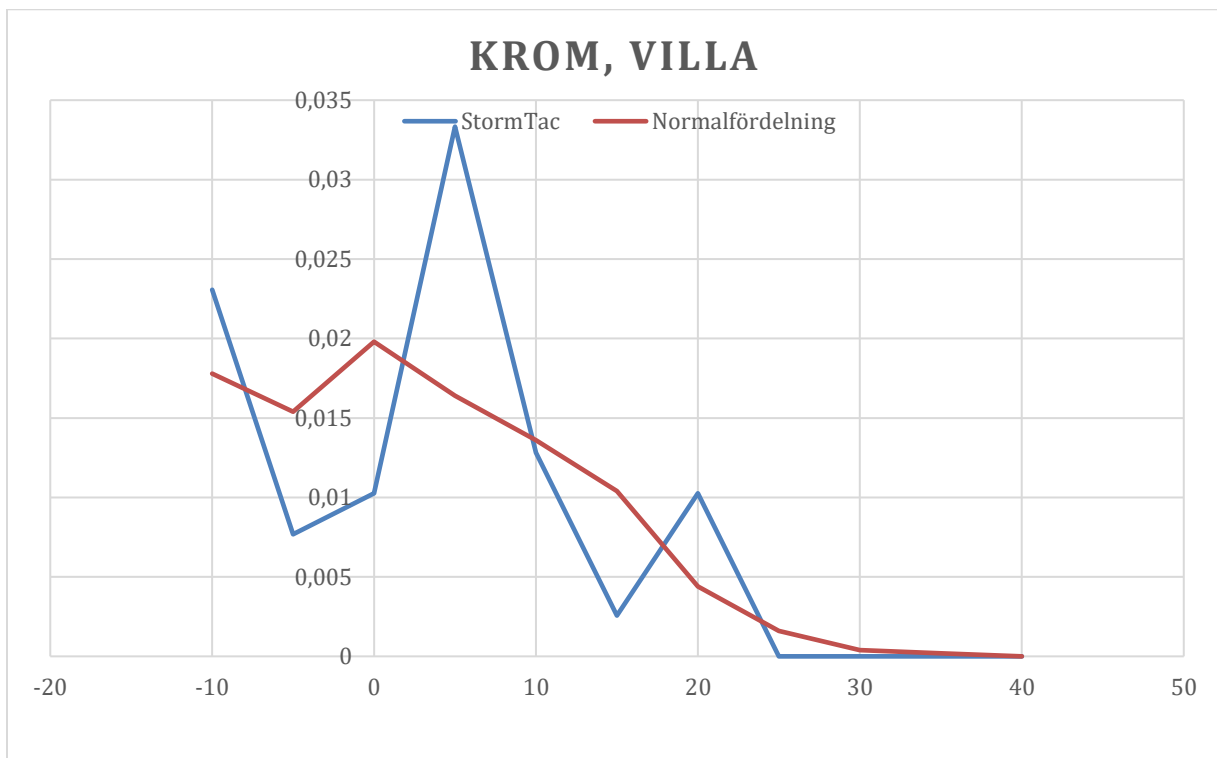
Figur A8: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av kadmium i dagvatten från villa.



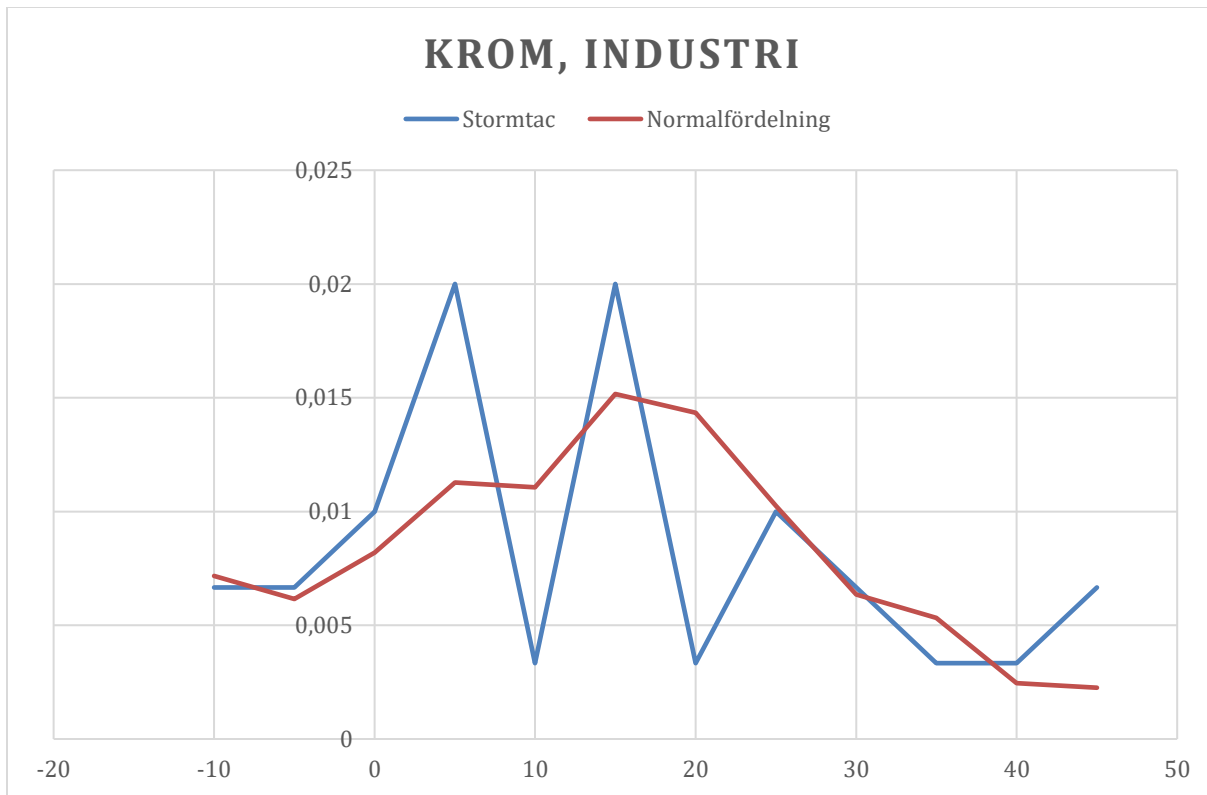
Figur A9: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av kadmium i dagvatten från industri.



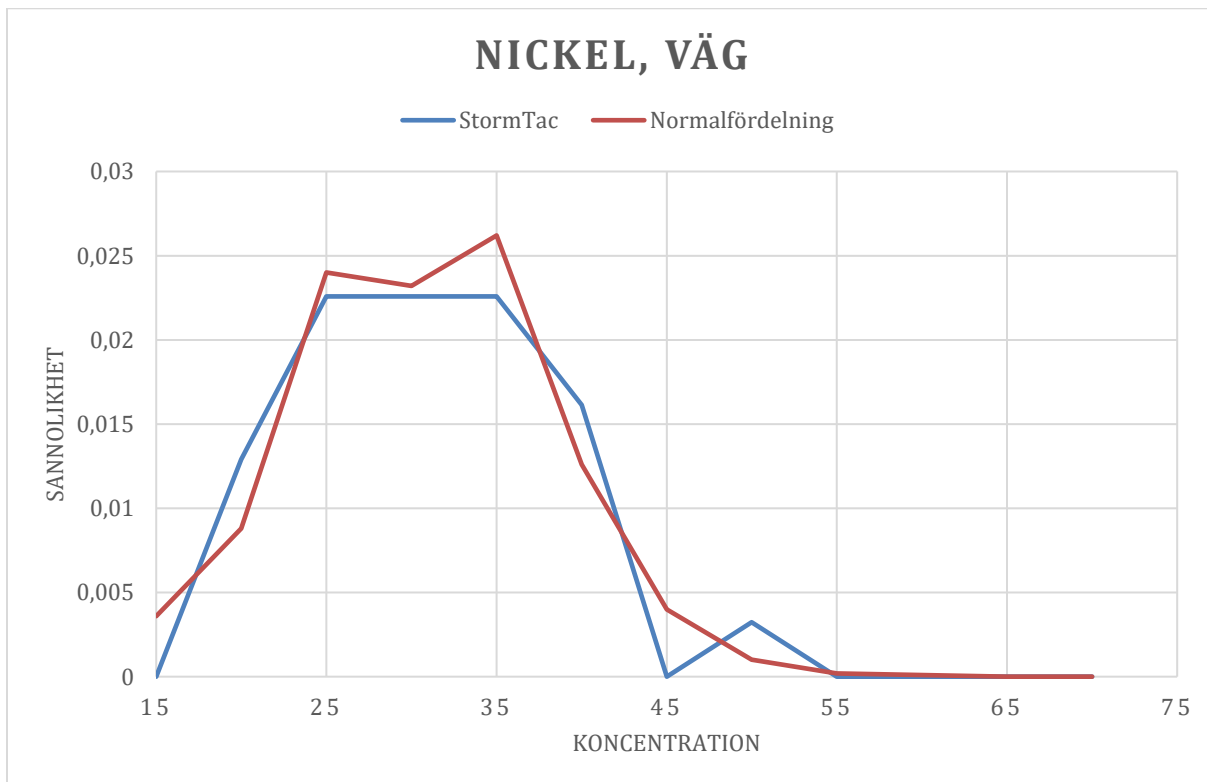
Figur A10: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av krom i dagvatten från väg.



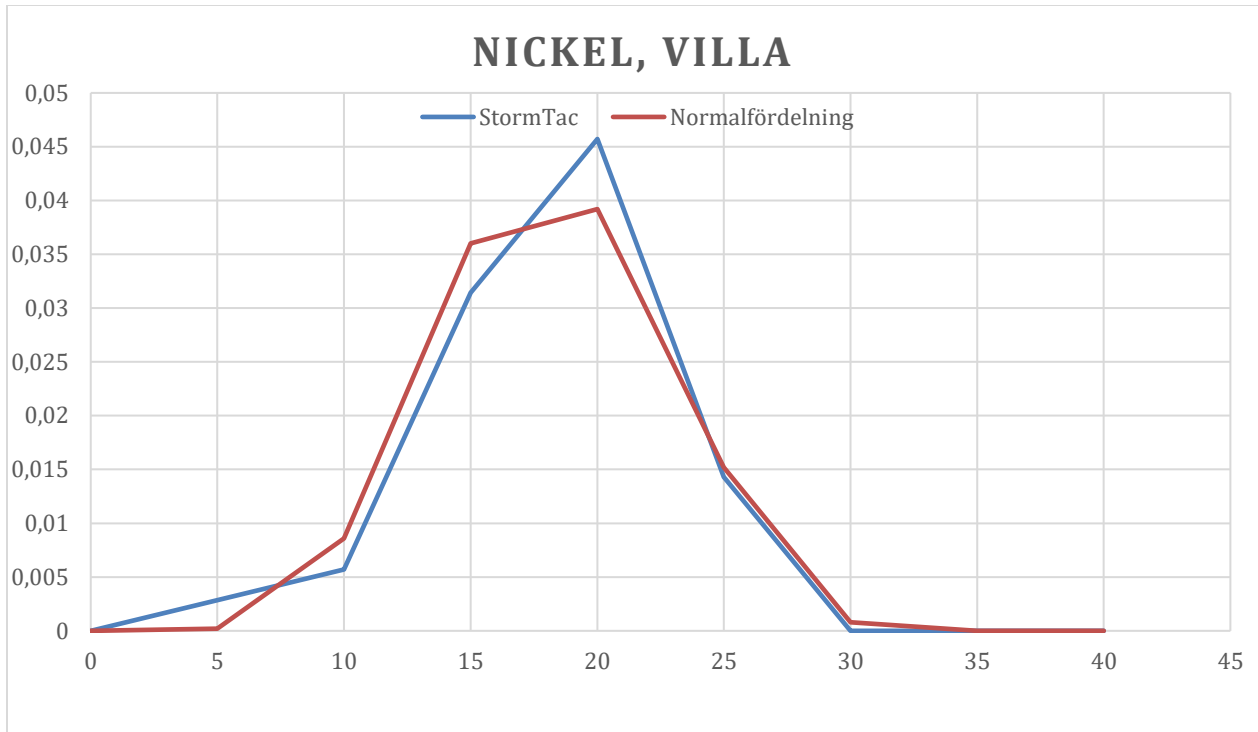
Figur A11: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av krom i dagvatten från villa.



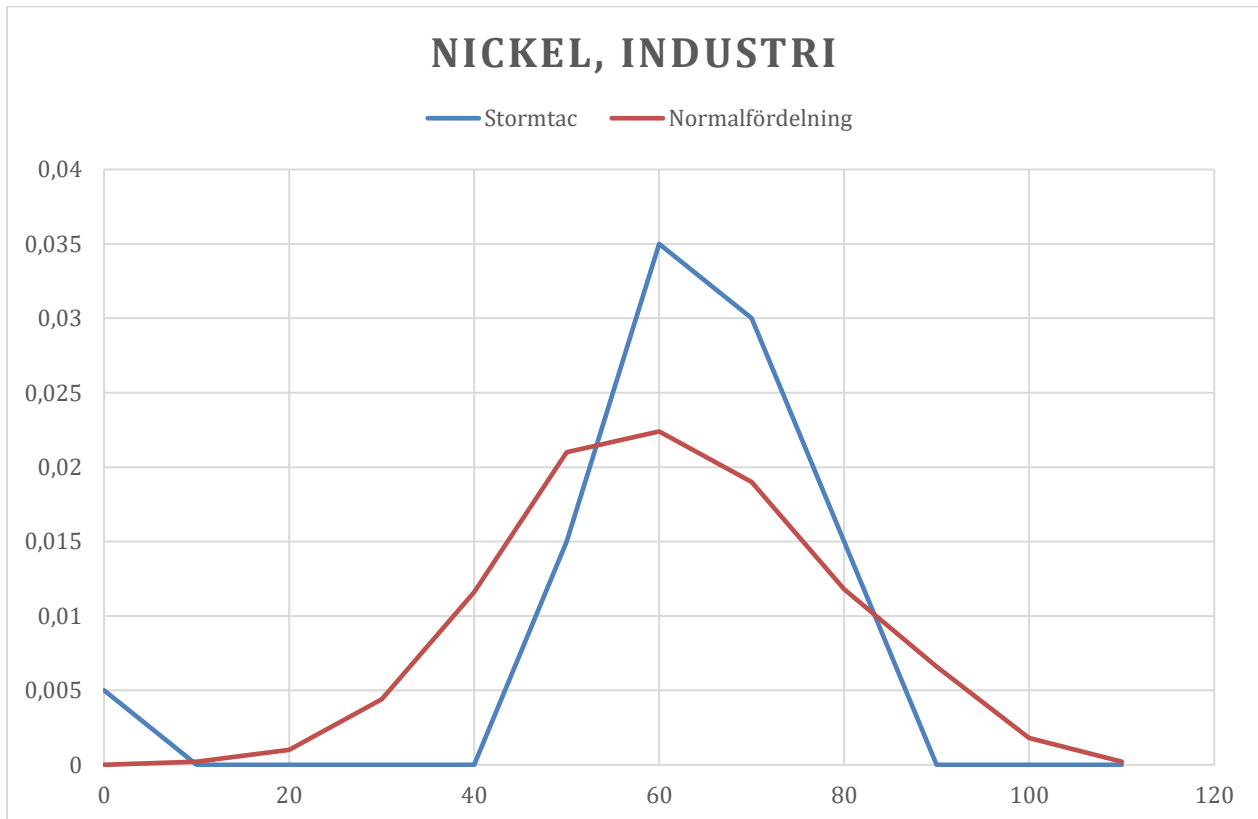
Figur A12: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av krom i dagvatten från industri.



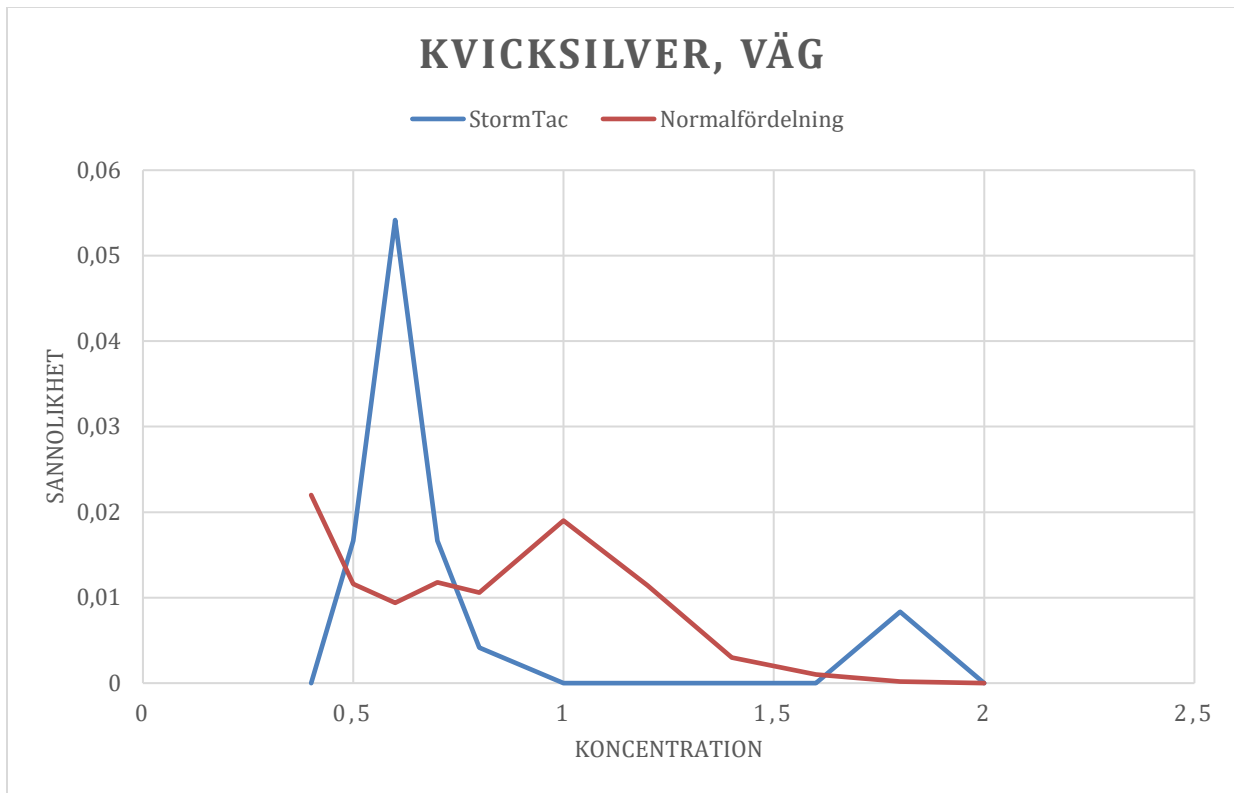
Figur A13: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av nickel i dagvatten från väg.



Figur A14: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av nickel i dagvatten från villa.



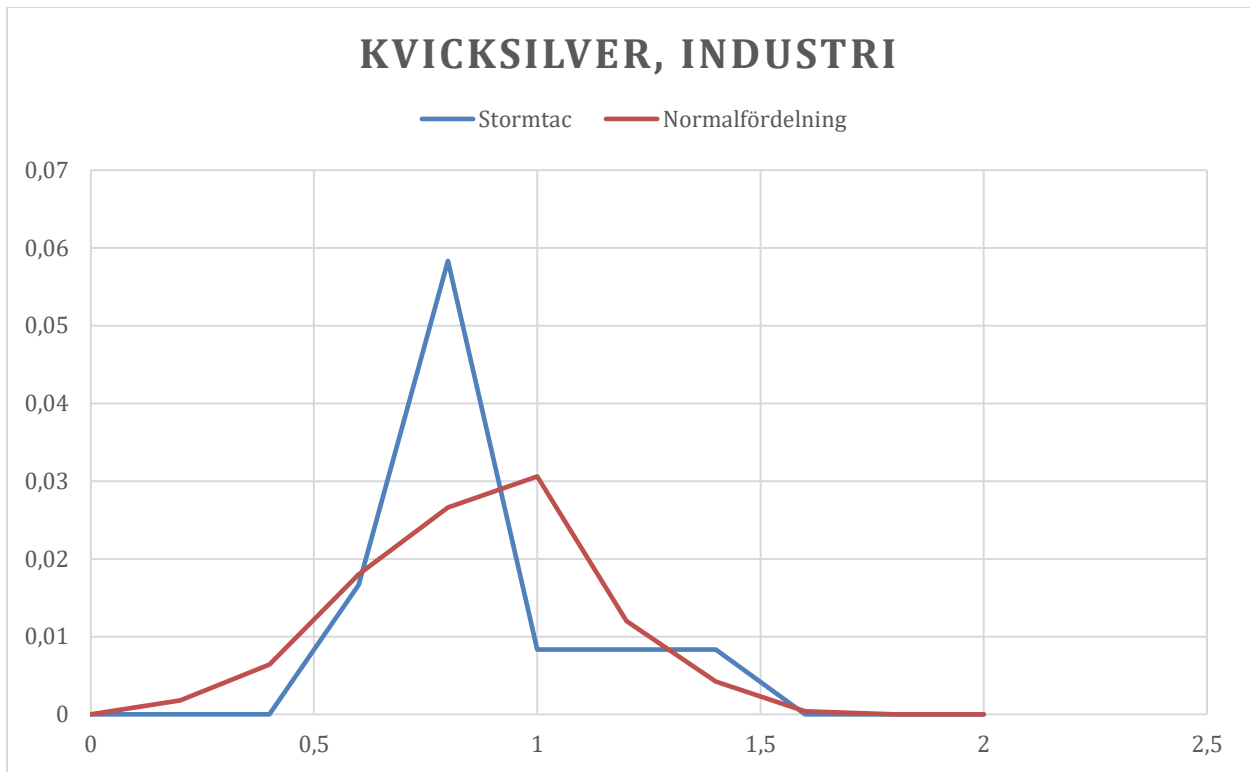
Figur A15: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av nickel i dagvatten från industri.



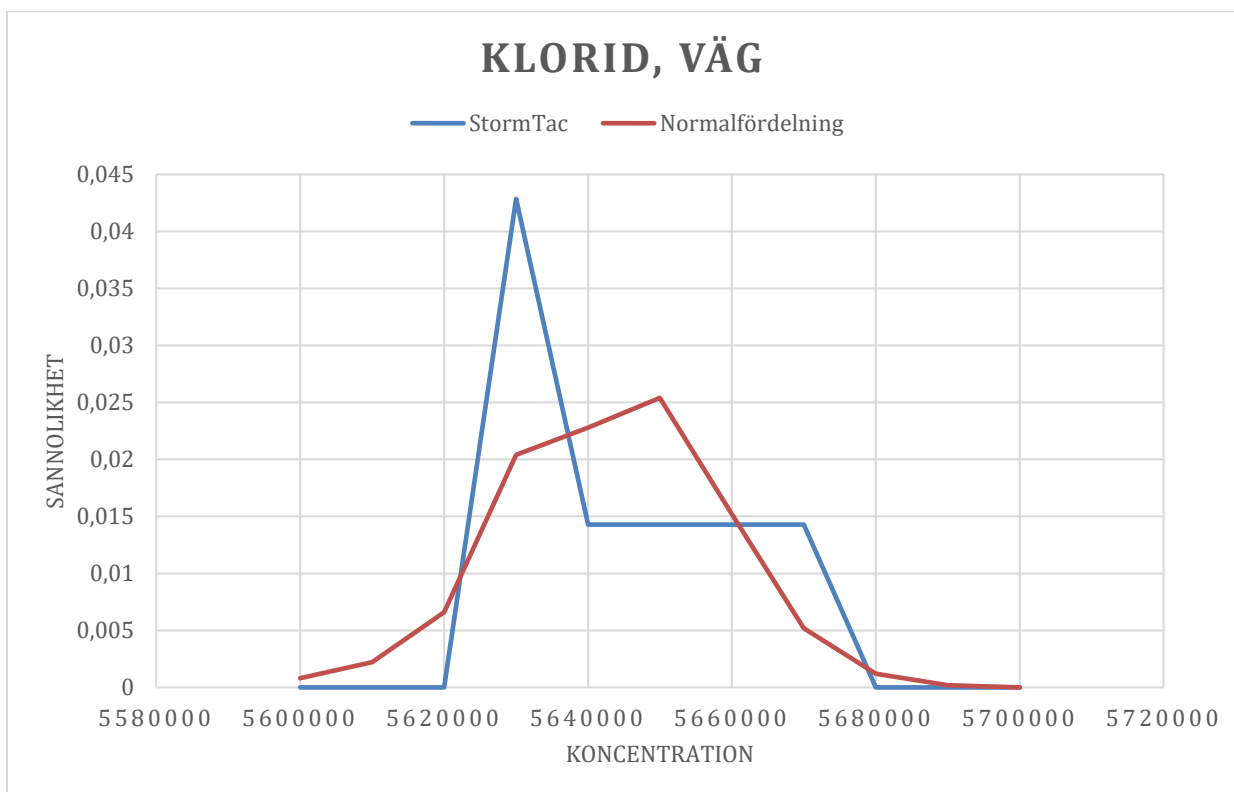
Figur A16: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av kvicksilver i dagvatten från väg.



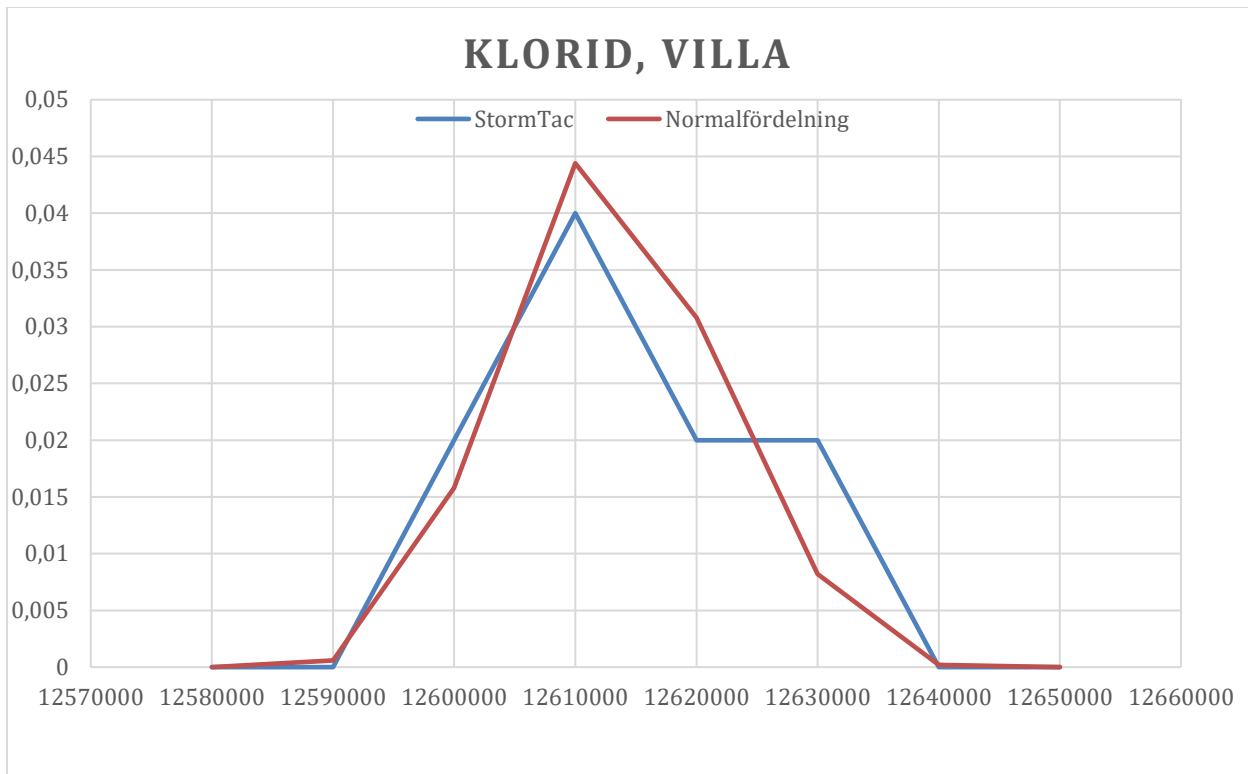
Figur A17: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av kvicksilver i dagvatten från villa.



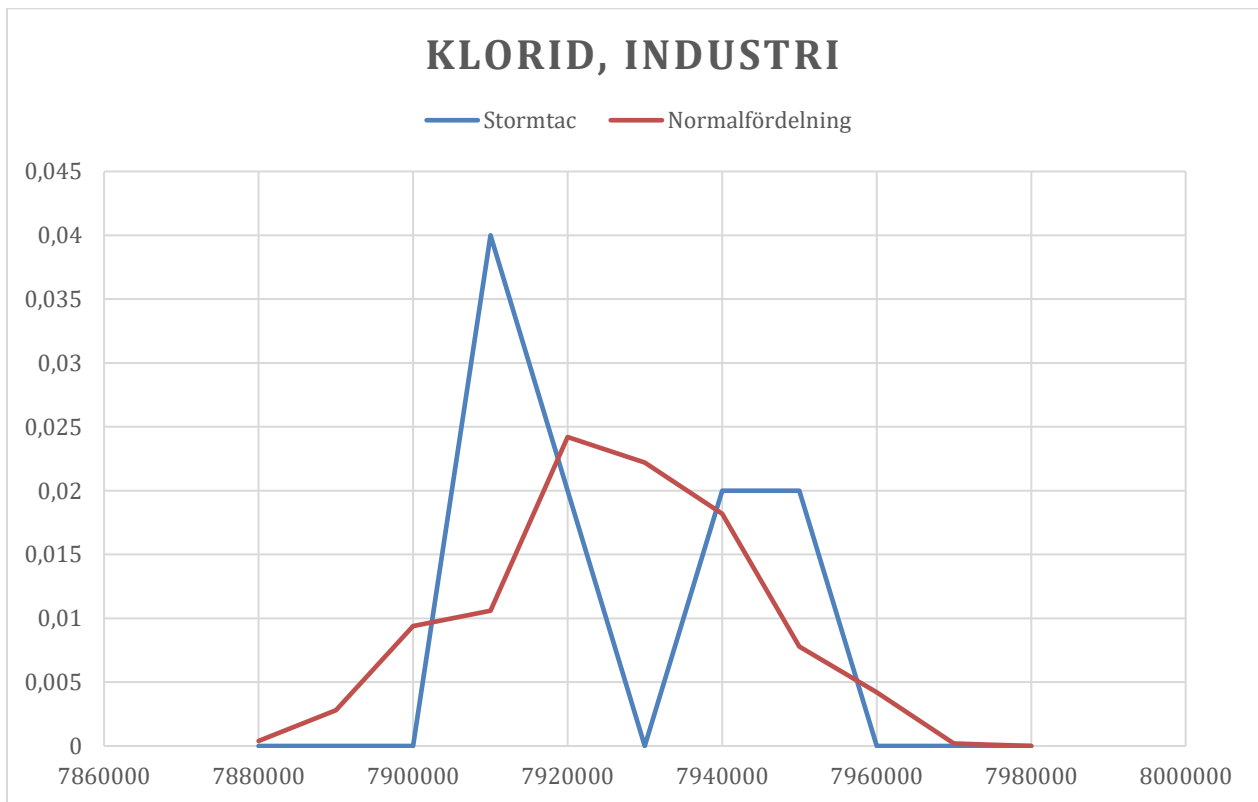
Figur A18: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av kvicksilver i dagvatten från industri.



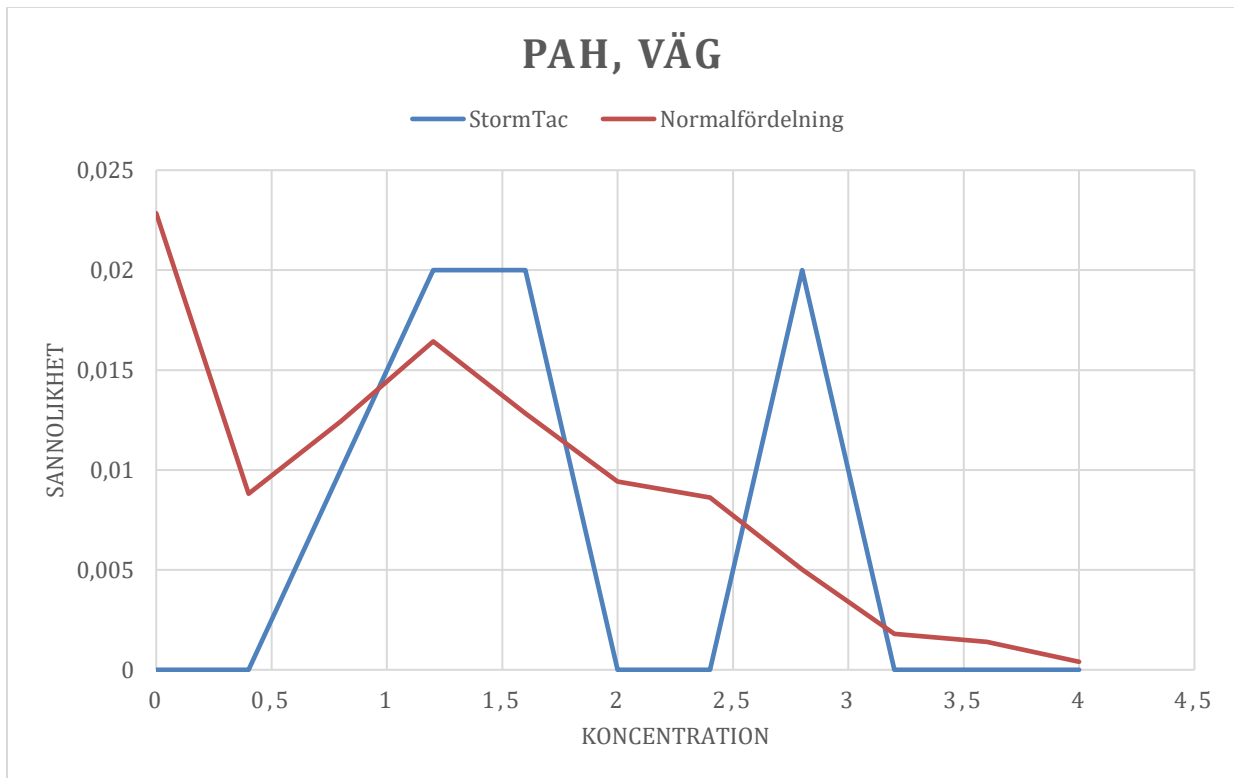
Figur A19: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av klorid i dagvatten från väg.



Figur A20: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av klorid i dagvatten från villa.



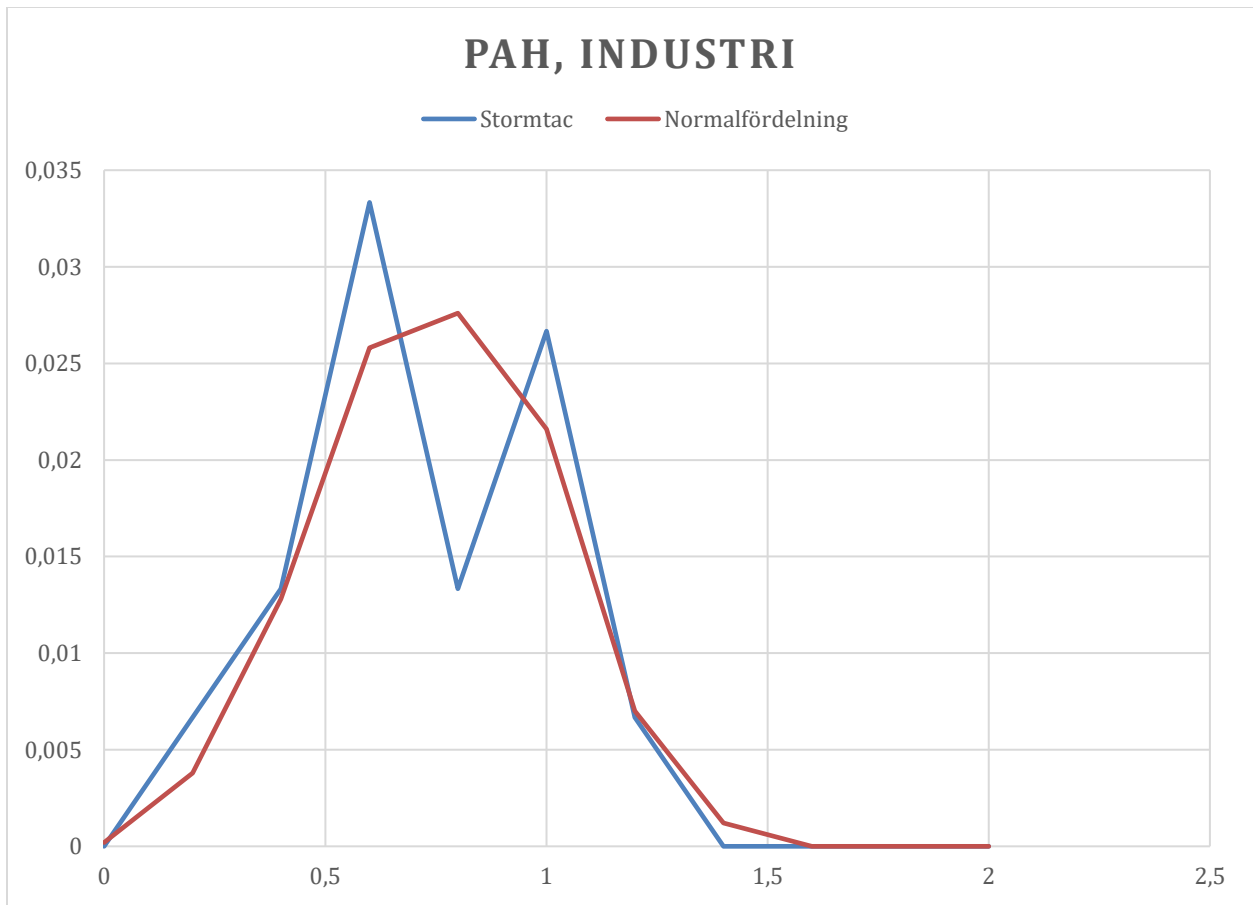
Figur A21: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av klorid i dagvatten från industri.



Figur A22: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av PAH i dagvatten från väg.



Figur A23: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av PAH i dagvatten från villa.



Figur A24: Jämförelse av sannolikhetsdensitetsfunktion (PDF) mellan de ursprungliga värdena och den transformerade normalfördelningen av PAH i dagvatten från industri.

Appendix 4

I tabell A16 redovisas föroreningskoncentrationen i grundvattnet på olika avstånd nedströms infiltrationsrören vid Truckvägen då koncentrationen i det infiltrerande dagvattnet beräknats med schablonhalterna. Här sker en stor utspädning fort på grund av höga grundvattenflöden och de kvalitetsproblem som uppstår är att gränsvärdet för olja överskrids vid samtliga avstånd och gränsvärdet för att vända trend överskrids för PAH och benso(a)pyren upp till drygt 50 meter nedströms.

Tabell A16: Föroreningskoncentration i grundvattnet nedströms infiltrationen vid Truckvägen i schablonfallet.

Förorening	x=20 m	x=50 m	x=100 m	x=200 m	Gränsvärde/Vända trend
Bly	1,16	0,66	0,33	0,13	10/2
Koppar	2,06	1,17	0,59	0,23	2000/200
Kadmium	0,059	0,033	0,017	0,0066	5/1
Krom	0,64	0,36	0,18	0,073	50
Nickel	0,69	0,39	0,19	0,078	20
Kvicksilver	0,0037	0,0021	0,0011	0,00042	1/0,05
Klorid [mg/l]	2,27	1,29	0,64	0,26	100/50
PFAS [ng/l]	2,56	1,45	0,73	0,29	90
Olja	96,9	54,8	27,5	11,0	5
PAH [ng/l]	43,5	24,6	12,3	4,92	100/20
Benso(a)pyren [ng/l]	5,65	3,20	1,60	0,64	10/2

I tabell A17 redovisas föroreningskoncentrationen i grundvattnet på olika avstånd nedströms då koncentrationen i det infiltrerande dagvattnet beräknats med de lösta halterna. Här fanns endast värden för bly, koppar, kadmium, krom och nickel. Det enda kvalitetsproblem som uppstår här är att blyhalten är högre än vända trend i drygt 20 meter nedströms infiltrationspunkten.

Tabell A17: Föroreningskoncentration i grundvattnet nedströms infiltrationen vid Truckvägen i fallet då den lösta koncentrationen används.

Förorening	x=20 m	x=50 m	x=100 m	x=200 m	Gränsvärde/Vända trend
Bly	2,17	1,23	0,62	0,25	10/2
Koppar	1,56	0,88	0,44	0,18	2000/200
Kadmium	0,10	0,059	0,030	0,012	5/1
Krom	0,33	0,19	0,094	0,038	50
Nickel	0,90	0,51	0,26	0,10	20

TRITA TRITA-ABE-MBT-20686