

Föroreningsbelastning till sjön Trekanten. Utvärdering av beräkningsmodell för dagvatten.



Förord

Dagvatten är ytavrinnande regn-, spol- eller smältvatten som rinner på hårdgjorda ytor eller på genomsläpplig mark via diken eller ledningar till recipienter (sjöar och vattendrag) eller reningsverk.

Dagvatten kan ses som en resurs i stadsmiljön samtidigt som vatten från urbana miljöer såsom trafikytor, centrumytor och industriområden kan innehålla mängder tungmetaller, näringsämnen och organiska föroreningar som utgör ett miljöproblem. Att växter, djur och sediment visar förhöjda föroreningshalter i dagvattenpåverkade recipienter är dokumenterat.

Stockholm stad utarbetar nu en strategi för hur staden ska hantera dagvattenproblematiken. Som ett led i denna strategi ingår att öka kunskapen om föroreningsmängden från olika typer av ytor, samt att finna en tillämpbar modell för planering av dagvattenhantering.

En teoretisk modell för att kvantifiera föroreningskällorna i Hammarby Sjästad, samt för att studera effekterna av olika åtgärdsscenarioer, har utvecklats av Per-Arne Malmqvist (VBB VIAK, Göteborg) och Gilbert Svensson (Chalmers Tekniska Högskola). Sjön Trekanten i Stockholm har i denna studie valts som fallstudie för att beräkna och mäta föroreningskällor från olika ytor inom tillrinningsområdet, samt för att med utgångspunkt från detta verifiera och justera Hammarby Sjästadsmodellen så att den blir tillämpbar i andra delar av staden. Provtagningen har skett under ettårsperioden februari 1998 till och med januari 1999.

Projektet är ett stort samarbetsprojekt med syftet att öka kunskapsnivån och förbättra möjligheten för att dagvattnet ska bli en resurs i staden.

Studien har finansierats av Gatu- och fastighetskontoret i Stockholms Stad, Stockholm Vatten AB och Landstingets miljövårdsfond. Korrosionsinstitutets utredning finansierades dessutom av "Metaller i stad och land".

Initiativtagare till projektet var Hans Söderström, Gatu- och fastighetskontoret och Knut Bennerstedt, Stockholm Vatten AB, Stockholm stad. Projektet har drivits och diskuterats i en projektgrupp bestående av Johan Ekvall och Knut Bennerstedt (Stockholm Vatten AB), Helene Nilsson (Gatu- och fastighetskontoret, Stockholms stad), Dan Persson (Korrosionsinstitutet), Thomas Larm och Anna Holmgren (VBB VIAK, Stockholm) och Per-Arne Malmqvist (VBB VIAK, Göteborg). Johan Ekvall har varit projektledare.

Förutom projektgruppen så har betydande arbeten i projektet utförts av Anna-Karin Wränghede och Pascal Karlsson (VBB VIAK, Göteborg), avseende beräkningar och fältinventering, Catarina Östlund (Linköpings Universitet/Natur-

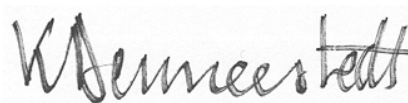
vårdsverket), fältinventering, och Åsa Jadelius (Miljöförvaltningen, Stockholm), GIS-beräkningar. Granskning av rapporten har utförts av projektgruppen och av Stina Thörnelöf och Ulf Mohlander (Miljöförvaltningen, Stockholm). Gunilla Lindgren (Stockholm Vatten AB) har bidragit med mätdata från sjön Trekanten. Studien har också presenterats vid en internationell dagvattenkonferens i Sydney (Malmqvist, Larm, Bennerstedt och Wrånghede, 1999).

Huvudförfattare till rapporten har varit Thomas Larm och Anna Holmgren.



Hans Söderström

Stockholm, mars 2000



Knut Bennerstedt

Bilden på framsidan visar sjön Trekanten och i bakgrunden bostadsområdet Nybohov i vilket mätningarna utfördes (Foto: Larm T, VBB VIAK).

Sammanfattning

Sjön Trekanten inom Liljeholmens stadsdel i Stockholm är viktig ur rekreativ synpunkt och har en diversifierad flora och fauna. Sjön är kraftigt övergödd och sedimenten innehåller förhållandevis stora mängder föroreningar. För att kunna förbättra förhållandena i sjön på ett mer långsiktigt och hållbart sätt måste föroreningskällorna identifieras och kvantifieras. Automatisk flödesmätning och nederbörds-mätning samt flödesproportionerlig provtagning har utförts på dagvatten från flerfamiljshusområdet Nybohov under en ettårsperiod. Tillsammans med mätningar, depositions-mätningar och en detaljerad materialinventering innebär detta ett relativt omfattande underlag för att studera materialtransport och föroreningarnas källor. Provtagningarna uppvisade för områdestypen normala halter av bly och zink, relativt låga kadmiumhalter och höga halter särskilt av koppar, men också av fosfor.

För att beskriva och kvantifiera dagvattnets föroreningskällor och för simulering av effekter av åtgärder har en teoretisk modell utvecklats i programvaran Excel. Det ursprungliga syftet med modellen (fortsättningsvis benämnd "ursprungsmodellen") var att bedöma hur rent dagvattnet kan bli med olika åtgärdsalternativ, däribland åtgärder vid källan, i det planerade området Hammarby Sjöstad i Stockholm. Ursprungsmodellen bedömdes även generellt vara användbar för att öka förståelsen av processer som genererar och sprider föroreningar. Modellen beräknar dagvattenflöde, föroreningshalter i dagvattnet och årlig föroreningsbelastning samt beskriver källor (uppdelade på Trafik, Byggnadsmaterial, Deposition och Människor och Djur) och simulerar föroreningsreduktion vid genomförande av åtgärder. Det beslöts att ursprungsmodellen skulle användas för ett befintligt område - sjön Trekantens avrinningsområde - och att ursprungsmodellen skulle justeras mot mätdata. Den justerade modellen benämns fortsättningsvis "källmodellen". Följande ämnen studeras; bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), zink (Zn), fosfor (P) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

Källmodellen har justerats avseende nederbörds-mängd, depositionsdata, asfaltslitage, emissionskoefficienter och andel av föroreningar som hamnar i dagvatten. Resultaten från hela Nybohovsområdet visar att uppmätt vattenflöde överensstämmer väl med beräknat flöde under den studerade ettårsperioden.

Efter justeringar visar beräkningar av metallernas halter och massflöden i källmodellen för bostadsområdet Nybohov generellt en god överensstämmelse med mätdata. Källmodellen kan dock för närvarande ej användas för beräkning avseende fosfor. Mer kunskap behövs för att bättre kunna kvantifiera olika fosforkällor. För PAH är källmodellen ej tillräckligt verifierad för utvärdering. Det är även osäkert om källmodellen är tillförlitlig vid föroreningsberäkningar för mer trafikerade områden. Efter justeringar blev överensstämmelsen mellan modell- och mätdata ändå relativt god för den del av Essingeleden som ingår i

avrinningsområdet. Jämförelse av resultat från källmodellen för hela Trekantens avrinningsområdet med mätdata och beräkningar utifrån schablonvärden indikerar att källmodellen överskattar den totala belastningen av zink och PAH på Trekanten samt underskattar belastningen av bly och kadmium. Avseende koppar ger källmodellen en något underskattad belastning gentemot mätdata men överskattning jämfört med beräkningar utifrån schablonvärden. Det är dock viktigt att komma ihåg att jämförande mätdata avser ett specifikt år medan källmodellresultaten gäller för ett genomsnittsår.

För att utföra kalibreringsarbete av modellparametrar krävs relativt omfattande arbeten eftersom källmodellen ej är så användarvänlig. Källmodellens användbarhet begränsas sammanfattningsvis av att källmodellen kräver en omfattande mängd platsspecifik indata ifrån det studerade avrinningsområdet och även platsspecifika antaganden. Det är dock värt att notera att det är inget unikt för denna modellen att resultatet blir bättre med ökande grad platsspecifik indata, då detsamma gäller de flesta modeller.

Förutsatt att en platsspecifik justering görs kan källmodellen användas för studie över vilka de största dagvattenrelaterade metallkällorna är till en recipient. Källmodellen kan då även användas för att uppskatta reduktionen i belastning av olika åtgärder. Användaren bör dock vara medveten om att det finns viss osäkerhet i de uppskattade halterna och mängderna av föroreningar och att syftet i detta avseende är att uppskatta storleksordningen på massflöden under ett genomsnittsår. Sammanfattningsvis kan man konstatera att den ursprungliga teoretiska modellen efter justeringar, d v s källmodellen, erfordrar fortsatta förbättringar och justeringar av modellparametrar. Den behöver också göras mer användarvänlig. Källmodellen har ändå tagit ett betydande steg framåt för att beskriva källorna i ett avrinningsområde och den kan användas för att uppskatta materialflöden inom ett avrinningsområde och effekter av olika åtgärdsscenarioer.

Andelen koppar från olika källor är ett aktuellt problem avseende bl a kopparkoppar och bromsbelägg som föroreningskällor. Mätdata indikerar att dagvatten som avrinner från kopparkoppar innehåller högre halter än vägdagvatten och att mängderna per ytenhet också är störst från kopparkoppar. Den använda källmodellen indikerar att byggnadsmaterial är den största källan för koppar i områden med kopparkoppar och en mycket viktig källa för zink. Generellt uppskattar källmodellen även trafik som en annan viktig kopparkälla. Trafik är även en betydande källa för PAH, bly och zink. Deposition är den största källan för kadmium och också en viktig källa för PAH.

Fyra strategier för att minska föroreningsbelastningen på sjön Trekanten utvecklades och simulerades av källmodellen: åtgärder mot källorna, åtgärder mot källorna och behandling, bästa möjliga och långsiktiga förbättringar samt kortsiktiga åtgärder. Resultaten för alla de studerade områdena visar att jämfört med dagens belastning beräknas åtgärder mot källorna inom det studerade området minska belastningen på sjön med ca 50-55% för alla ämnen utom

fosfor. Med samma metod beräknas bästa möjliga och långsiktiga förbättringar reducera belastningen på sjön med ca 90% för samtliga ämnen.

Föroreningsmassan i Trekantens sediment är stor jämfört med årligt inkommande föroreningsmängder. Den största föroreningsbelastningen på sjön kommer idag via dagvattnet från sjöns urbana tillrinningsområden. För att långsiktigt minska mängden föroreningar rekommenderas generellt åtgärder mot föroreningskällan, men det kan vara nödvändigt att komplettera med andra åtgärder såsom dammar, översilningsytor, infiltration och filteranläggningar samt eventuellt sjörestaureringsåtgärder. Någon kostnadsberäkning av de åtgärder som har tagits upp i denna studie har inte utförts. Som underlag för beslut av åtgärder behövs en uppskattning av kostnader som ställs mot åtgärdernas förväntade reningseffekter.

Summary

Lake Trekanten in Liljeholmen, Stockholm, has a diversified flora and fauna, and plays an important role from recreational perspectives. The lake is heavily eutrophied and the sediments contain relatively large amounts of pollutants. To improve the conditions in the lake in a more long-term and sustainable manner, the pollutant sources have to be identified and quantified. Automatic flow and precipitation measurements, and flow proportional sampling have been performed on the stormwater from the domestic area Nybohov during a period of one year. Together with, deposition measurements and a detailed material inventory this provides a relatively comprehensive base for studying material transport and the sources of the pollutants. For this area type, the measured lead and zinc concentrations may be considered as normal. On the other hand, the cadmium concentrations turned out to be relatively low, and the copper and phosphorous concentrations quite high.

A theoretical model has been developed, in Excel software, to describe and quantify the pollutant sources of stormwater, and to simulate the effects of assumed pollution abatement measures. The original aim of this model (referred to as the “original model”) was to study the effect on stormwater quality under different remediation scenarios, among which source abatement was one, within the planned area Hammarby Sjöstad in Stockholm. This “original model” was considered useful for increasing the understanding of processes that generate and spread pollutants in a more general sense. It was decided that the model should be used for an existing area – the watershed of Lake Trekanten – and that the model should be adjusted to measure data. The adjusted model is referred to as the “source model”. The model may be used to quantify stormwater flows, pollutant concentrations, and yearly pollutant loads based on identified pollutant sources within the watershed. The following substances are studied; lead (Pb), cadmium (Cd), copper (Cu), zinc (Zn), phosphorus (P) and polycyclic aromatic carbonates (PAH).

The source model has been adjusted concerning precipitation data, deposition data, and emission coefficients. After these adjustments, calculations of water flow, concentrations and loading for the domestic area Nybohov show good agreement with measured data. Based on the experiences from Nybohov, the model seems to be able to estimate the pollutant loads from residential areas, at least for the specific metals studied. However, the source model did not make reliable estimations of phosphorous. The model results concerning PAH are not certainly verified, which render a complete evaluation. It is also uncertain if the model is trustworthy for quantification of pollutant loads from traffic areas. However, the agreement between measurements and model results were improved also for “Essingeleden” (a highway passing through the watershed) after the adjustments. By comparing the source model results with calculations based on area specific runoff coefficients, the source model seems to over-

estimate the load of zinc and PAH, and under-estimate the load of lead and cadmium. Additionally, the source model under-estimate the copper load compared to measurements, but compared to the calculations based on runoff coefficients, the model results seems to be an over-estimation. Note, however, that the measurements are from a specific year, while the source model estimate values that represent an average year.

The model is very circumstantial and all calibrations needed to adjust the model for a specific area are associated with extensive work. The model is very complex and made up with a lot of different files. The model applicability is limited by the extensive amount of site-specific data and assumptions needed. However, it is not unique for this specific model that the model results improves with more and better data, since this applies to most models. Provided that some input data adjustments are done, the source model may be used to identify the major metal sources polluting stormwater. The source model can also be used to predict possible pollution reductions under various pollution abatement scenarios. It is very important to point out that the model results, especially concerning estimated concentration, and loads, are associated with large uncertainties. The model should therefore mainly be used to estimate the magnitude of pollutant concentration and loads under a statistically normal year. To sum up, the source model needs further improvements, including making the model more easy to use. Despite this, the source model has improved the possibilities to quantify the pollutant sources within an area, to estimate the pollutant transport and to study the effects of different pollutant abatement scenarios.

The share of copper from different sources is a current problem concerning, e.g., copper roofs and brake linings as pollutant sources. Measurements data indicate that stormwater runoff from copper roofs contain higher concentrations than road runoff and that the amounts per unit area also are highest from copper roofs. The source model results indicate that building materials are the largest source for copper in areas with copper roofs and an important source for zinc. Generally, traffic is also estimated to be an important copper source, based on source model results. Additionally, traffic is an important source for PAH, lead and zinc. Large amounts of cadmium and PAH also come from atmospheric deposition.

Four strategies to decrease the pollutant load on Lake Trekanten were developed and simulated by the source model: measures focusing on the sources, measures focusing on the sources and treatment, best possible and long-term improvements and also short-term measures. The results from the studied areas show that compared with present loads, measures focusing on the sources are estimated to reduce the loads on the lake with around 50-55% for all substances except phosphorus. Best possible and long-term improvements are estimated to reduce the load on the lake with around 90% for all substances.

The pollutant mass in the sediments of Trekanten is large compared to the yearly inflow of pollutants. The largest pollutant load on the lake is transported with stormwater from the urban catchments of the lake. To reduce the amounts of pollutants in the long-term, measures focusing on the sources are generally recommended. However, it may also be necessary to implement measures such as ponds, filter strips, infiltration and filter facilities, and possibly lake restoration techniques.

Pollutant abatement costs are not estimated and included in this study. However, decisions concerning what pollutant abatement methods to use, need to be based on the efficiency of the considered pollutant abatement methods and their costs.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund / problembeskrivning	1
1.2	Dagvatten	2
2	Områdesbeskrivning	5
2.1	Delavrinningsområden.....	5
2.1.1	Nybohovsområdet.....	9
2.1.2	Övriga områden	12
3	Beskrivning av mätningar och analysmetoder	17
3.1	Dagvatten	17
3.1.1	Flödesmätningar	18
3.1.2	Provtagning av dagvatten	18
3.2	Nederbörds­mätningar	18
3.3	Deposition och emissioner	19
3.4	Analysmetoder och laboratorier	19
4	Beskrivning av ursprungsmodellen och föroreningskällor	21
4.1	Indata	22
4.1.1	Dagvatten	22
4.1.2	Byggnadsmaterial	23
4.1.3	Trafik.....	23
4.1.4	Deposition	24
4.1.5	Övriga källor.....	25
4.2	Modellparametrar.....	25
5	Resultat	27
5.1	Mätning och provtagning	27
5.1.1	Nederbörd.....	27
5.1.2	Dagvattenflöden.....	28
5.1.3	Dagvattnets föroreningshalter.....	28
5.1.4	Dagvattenmätningarnas representativitet.....	32
5.1.5	Föroreningsbelastning utifrån uppmätta halter och flöden i Nybohov.....	32
5.1.6	Metallemissioner och atmosfärisk deposition	34
5.2	Källmodellen	37
5.2.1	Bakgrunden till justeringarna av ursprungsmodellen.....	37
5.2.2	Indata och justerade modellparametrar	38
5.3	Materialflödesberäkningar med den justerade källmodellen	42
5.3.1	Nybohovsområdet.....	42
5.3.2	Jämförelse mellan mätdata och resultat från den justerade källmodellen	45
5.3.3	Samtliga urbana tillrinningsområden	48
5.3.4	Totalt uppskattade föroreningsmängder till och i sjön	51
6	Åtgärder	55
6.1	Presentation av förbättringsåtgärder	55
6.1.1	Bättre tak - alternativ 1.....	55
6.1.2	Metallytor målas - alternativ 2	55
6.1.3	Bättre gatuhållning - alternativ 3.....	55
6.1.4	Minskad trafik - alternativ 4.....	56

6.1.5	Bättre gatubeläggning - alternativ 5	56
6.1.6	Infiltration - alternativ 6	56
6.1.7	Dammar - alternativ 7	56
6.1.8	Bättre luft - alternativ 8.....	56
6.2	Presentation av åtgärdsscenarioer	56
6.2.1	Scenario 0.....	56
6.2.2	Scenario 1 - Åtgärder vid källan.....	56
6.2.3	Scenario 2 - Åtgärder vid källan och i dagvattensystemet.....	57
6.2.4	Scenario 3 - Minsta möjliga belastning - åtgärder på lång sikt	57
6.2.5	Scenario 4 - Åtgärder på kort sikt	57
6.3	Simulering av åtgärdsscenarioer	57
7	Diskussion och slutsatser	63
	Referenser	69

Bilagor

Bilaga 1	Nederbördsdata
Bilaga 2	Flödesdata
Bilaga 3	Uppmätta halter
Bilaga 4	Uppskattad föroreningsbelastning från flödesdata och provtagning.
Bilaga 5	Övrigt material (m ²) till bostadsområde och till trafikområde. Nybohov 1-3.
Bilaga 6	Exponerade materialytor i Nybohov. Avrinning till mark eller dagvattensystem. Trekantens avrinningsområde, Stockholms kommun.
Bilaga 7	Release of metals from buildings during atmospheric exposure.
Bilaga 8	Mätningar i stoftsamlare
Bilaga 9	Diagram över utsläppens fördelning mellan källor för Nybohov, Katrineberg, Gröndal, Liljeholmen och Essingeleden.
Bilaga 10	Andel av passerade volymer som provtagits.
Bilaga 11	Flygfoto över sjön Trekanten.
Bilaga 12	Fosforberäkningar med källmodellen.

1 Inledning

1.1 Bakgrund / problembeskrivning

I Vattenprogram för Stockholm - sjöar och vattendrag (Miljöförvaltningen m fl , 1994) beskrivs sjön Trekanten som en kraftigt övergödd (eutrofierad) sjö med litet siktdjup och mycket stort innehåll av metaller i sedimenten. Sjön är viktig för rekreation och har en diversifierad och värdefull fauna och flora samt bad. För att förbättra vattenkvaliteten har ett antal olika typer av åtgärder i sjön och dess tillrinningsområde tillämpats. Delar av dagvattnet från motorvägen Essingeleden (vid Gröndal, nordväst om sjön) avleds nu, sedan 1988, till en annan recipient (mottagare av dagvattnet). Andra delar av dagvattnet behandlas i en lamelloljeavskiljare. Vattenomsättningen i sjön har förbättrats genom utpumpning av bottenvatten och genom att ersätta detta vatten med dricksvatten från närliggande Nybohovsreservoaren (Ekvall, 1999). För att förbättra förhållandena i sjön på ett mer långsiktigt och hållbart sätt måste föroreningskällorna identifieras, kvantifieras och reduceras.

En teoretisk modell för att beskriva och kvantifiera dagvattnets föroreningskällor och för simulering av effekter av åtgärder har utvecklats och använts för det planerade området Hammarby Sjöstad i Stockholm (Malmqvist et al., 1997). Det ursprungliga huvudsyftet med denna teoretiska modell (här benämnd "ursprungsmodellen") var att bedöma vilka åtgärdsalternativ, däribland åtgärder vid källan, som medför högst potential att rena dagvattnet i det planerade området Hammarby Sjöstad i Stockholm. Trots att detta var det huvudsakliga syftet med ursprungsmodellen så bedömdes modellen vara användbar för att öka förståelsen av processer som genererar och sprider de studerade föroreningarna i ett bredare perspektiv. För att undersöka om modellen skulle kunna användas för andra områden, och för att verifiera modelluppskattade föroreningsbelastningar (i termer av årsmedelvärden) beslöts det att modellen skulle användas för ett befintligt och sedan tidigare relativt noggrant undersökt område - sjön Trekantens avrinningsområde - och justeras mot mätdata därifrån. Med mätdata avses flödesmätningar och provtagningar på dagvattnet från delar av tillrinningsområdet. Kompletterande mätdata kommer dessutom från tidigare undersökningar, till exempel en studie av en lamelloljeavskiljare vid Essingeleden (Ekvall, 1998).

Sex ämnen ingår i modellberäkningarna: bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), zink (Zn), fosfor (P) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Modellen kallas i denna utredning för "källmodellen" och avser då specifikt ovan nämnda modell efter att den blivit justerad mot mätdata. Parallellt med dagvattenundersökningarna utförde Korrosionsinstitutet mätningar av emissioner på olika byggnadsmaterial inom avrinningsområdet. Studien har finansierats av Gatu- och fastighetskontoret på Stockholms Stad, Stockholm Vatten AB och Landstingets

miljövårdsfond. Korrosionsinstitutets utredning finansierades dessutom av "Metaller i stad och land".

Projektets målsättning är att:

- få bättre kunskap om olika källors bidrag till föroreningar i Trekanten.
- verifiera och eventuellt justera den valda modellen.
- utreda olika åtgärders effekt på utsläppen av förorenat dagvatten till Trekanten.

1.2 Dagvatten

Dagvatten är ytavrinnande regn-, spol- eller smältvatten som rinner på hårdgjorda ytor eller på genomsläpplig mark via diken eller ledningar till recipienter (sjöar och vattendrag) eller reningsverk.

Av tradition avleds i allmänhet dagvattnet i slutna ledningssystem eller via diken direkt ut i recipienterna, eller så avleds det tillsammans med spillvatten till avloppsreningsverk. Ingen av dessa metoder är hållbara i det kretsloppssamhälle vi lever i idag. Dagvattnets bidrag av metaller till slammet i reningsverken, ett slam som skulle kunna återanvändas inom jordbruket, är exempel på detta. Andra exempel på olägenheter med dagvatten är mark- och källaröversvämningar, samt höga stötvisa belastningar på avloppsreningsverken. Att leda dagvattnet direkt från en tätort ut till recipienterna är i allmänhet inte att rekommendera. Ett sådant dagvatten innehåller nämligen mycket föroreningar. Det är dels olja och tungmetaller som zink, bly och koppar, dels näringsämnen som kväve och fosfor m m.

Dagvattnets sammansättning

Dagvatten har generellt högre halter metaller än spillvatten/bräddvatten, men lägre halter syreförbrukande ämnen (BOD, COD), kväve och fosfor. Jämfört med behandlat avloppsvatten innehåller dagvattnet generellt mycket högre halter suspenderat material och tungmetaller, något högre halter COD och BOD, samt ungefär lika halt fosfor, men mindre kväve (Larm, 1994).

Trafikytor betraktas allmänt som mycket förorenade. Generellt sett, och jämfört med andra urbana ytor, innehåller dagvattnet från dessa ytor betydande halter av olja, Cd, Ni, Fe, Zn och COD. Parkeringsytor är generellt mindre förorenade än övriga trafikytor. Dagvatten från villaområden innehåller generellt mindre halter tot-N, metaller och olja än övriga, mer urbaniserade, områden. Näringsämneshalten är dock ungefär lika stora som för trafikytor och centrumområden. Dagvatten från områden med flerfamiljshus innehåller generellt sett högre halter

föroreningar och näringsämnen än villaområden. I förhållande till industri- och centrumområden innehåller dagvattnet från flerfamiljsområden dock lägre halt SS. COD-, koppar- och fosforhalterna är ungefär lika stora som för industriområden. Dagvatten från takytor innehåller generellt relativt låga föroreningshalter. Innehållet av koppar och zink kan lokalt vara betydande, beroende på andelen metalltak och stuprännor som är utsatt för korrosion. Bakterieinnehållet kan också vara högt p.g.a. fågelspillning.

Dagvatten från centrumområden innehåller ungefär lika höga halter näringsämnen som bostadsområden och trafikytor. Halterna av SS, COD och bly är relativt höga. Djurspillning är en stor fosforkälla. Dagvatten från industriområden betraktas allmänt som mycket förorenat och innehåller höga halter SS, Pb, Zn och Cu (Larm, 1997).

Dagvattnets recipientpåverkan

Kväve och fosfor är viktiga växtnäringsämnen, men i för stora mängder kan tillförseln till sjöarna leda till igenväxning, algbloomning/övergödning och syrefattiga bottenar. Utsläppen av metaller, olja etc kan även leda till förstörelse av levnadsplatser (habitat), minskad artmångfald och förgiftning av vattenlevande växter och djur, samt till instabila ekosystem.

Dagvattnets behandling

En minskning av föroreningarna i dagvattnet erhålls genom att undvika att förorena dagvattnet. Exempel på sådana åtgärder är ändrade materialval (målad plåt eller tegeltak istället för obelagda metallytor, betong eller gatusten i stället för asfalt som gatubeläggning, bättre bildäck och dubbar, målning av lyktstolpar och vägräcken samt vid galvaniserade material målning av hängrännor och stuprör m m). Förbättrad gatuhållning (mer frekvent gatusopning och tömning av rännstensbrunnar) är en annan åtgärd.

Dagvattnet bör ses som en resurs och behandlas med utgångspunkt från ekologiska principer och ett kretsloppsperspektiv. Man bör minska avledandet av dagvatten i ledningssystem och istället, eller i så stor utsträckning som möjligt, sträva efter att använda sig av en kombination av "LOD" (Lokalt Omhändertagande av Dagvatten), transport i öppna diken och rening i "öppna dagvattenanläggningar", t ex dammar.

Exempel på LOD-teknik är infiltration genom markyta. Denna metod kan tillämpas för att utjämna och rena mindre förorenat dagvatten. Starkt förorenat dagvatten bör inte göras tillgängligt för biota. Öppna dagvattenanläggningar är "ekoteknologiska" anläggningar som placeras synligt och använder naturliga reningsprocesser för reducering av föroreningar i dagvatten. Dessa metoder kan användas för att minska mängden dagvatten och däri oönskade ämnen till

ledningsnät, reningsverk och naturliga recipienter. Andra fördelar med dessa anläggningar är ökad grundvattenbildning, mindre investeringsbehov i ledningsnät och estetiska värden.

2 Områdesbeskrivning

2.1 Delavrinningsområden

Sjön Trekanten och dess tillrinningsområde är beläget i/vid stadsdelen Liljeholmen, väster om Södermalm i Stockholm, se Figur 2.1.

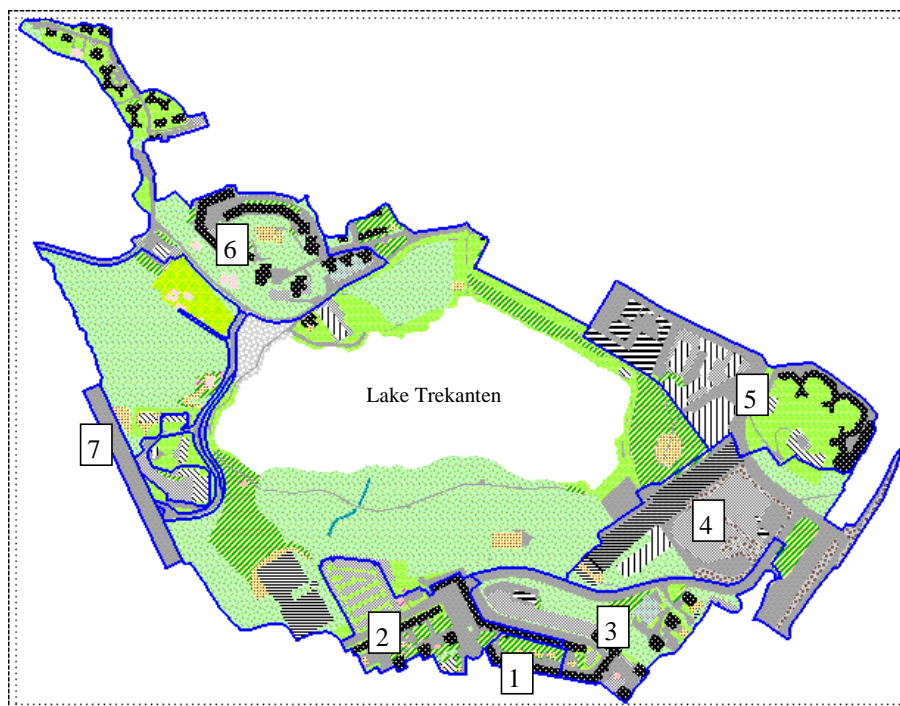


Figur 2.1 Trekantens läge i Stockholm. Bild från J. Ekvall, Stockholm Vatten.

Området har delats upp i 7 delavrinningsområden, se Figur 2.2. Varje delavrinningsområde består i sin tur av olika typområden; bostadsområde, verksamhetsområde och trafikområde. Med verksamhetsområde avses industri, handel och kontor. Med bostadsområde avses alla övriga byggnader, d v s utöver bostadshus även parkeringshus, institutioner (t ex dagis) och specialenheter (såsom tvättstugor, elhus, miljöstugor m m). Alla vägytor, trafik, uppställning och parkeringsplatser (dock ej de av grus) hör till trafikområde.

Nedan visas vilka typområden som ingår i respektive delområde.

Nybohov 1 (1)	-Bostadsområde
Nybohov 2 (2)	-Bostadsområde -Trafikområde
Nybohov 3 (3)	-Bostadsområde -Trafikområde
Liljeholmen (4)	-Verksamhetsområde -Trafikområde
Katrineberg (5)	-Bostadsområde -Verksamhetsområde -Trafikområde
Gröndal (6)	-Bostadsområde -Trafikområde
Essingeleden (7)	-Trafikområde



Figur 2.2. Sjön Trekanten och de studerade delområdena 1-7 (Bild i GIS-format från Jadelius Å., Miljöförvaltningen Stockholm). Teckenförklaring: grönt = park och gräs, grått = hårdgjord mark och trafikytor, streckat = byggnader, svart = bostadshus, blått = områdesgräns. Se även flygfoto över hela området i Bilaga 11.

Nybohovsområdet (Nybohov 1, 2 och 3 (Nybohovsberget)) ligger söder om sjön mellan motorvägarna E4/E20 och Södertäljevägen. Det är studerat i större omfattning än övriga områden. Området består huvudsakligen av flerbostadshus med 3-14 våningar, ett antal kontorslokaler, samt lokalgator. Området karaktäriseras av stor andel hårdgjorda ytor, vilket ger ett stort bidrag till dagvattenavrinningen. Nästan allt vatten från taken går till dagvattnet eftersom huvuddelen av byggnadernas stuprör är anslutna till dagvattennätet. Även bidraget av vägdagvatten är stort då nästan alla gator har kantsten. Dagvattnet leds i ett duplikat ledningssystem, d v s separerat från spillvattnet, till sjön.

För delavrinningsområdena på Nybohovsberget har flödesmätningar, - provtagning och en mer detaljerad kartering av olika typer av ytor utförts. För Nybohovsområdet har också en omfattande inventering av byggnadsmaterial utförts, medan en mer översiktlig fältinventering ligger till grund för övriga områden. Utöver de inventeringar av byggnadsmaterial som utförts har uppgifter också erhållits från Utrednings- och Statistikkontoret (befolkningsmängder), Miljöförvaltningen (områdesytor) och Gatu- och fastighetskontoret (trafikmängder).

Tabell 2.1 beskriver markanvändningen i åtta tillrinningsområden till sjön Trekanten, varav ett område utgör den omgivande mark som bidrar med "diffus" avrinning till sjön. Övriga områden bidrar med punktvisa belastningar och utgörs främst av urban markanvändning. Från område 7, Essingeleden, undersöktes dagvattnet 1997-1998 vid studier av en lamelloljeavskiljare (Ekvall, 1998). Områdena 4, 5 och 6 motsvarar Liljeholmen, Katrineberg och Gröndal. I dessa områden har ingen provtagning skett.

Tabell 2.1 Markanvändning i Trekantens tillrinningsområden i m². Omarbetad efter GIS-kartering av Jadelius Å., Miljöförvaltningen i Stockholm.

MARKANVÄNDNING	1	2	3	4	5	6	7	Diffus	Summa
dike								166	166
väg		3331	11610	15576	9178	11879	9848	2841	64263
parkeringsplats		8391	6128	12612	3936	3234	20	2924	37244
parkeringshus			1348			1060			2408
övrig hårdgjord yta	1785	9427	9317	10132	14139	9243	24	18518	72585
spårväg				11797	45			11	11853
bebyggelse						9			9
industrifastighet			345	146	5448	1		46	5986
övrig miljöpåverkande fastighet			34	676				8076	8786
handel/kontor			1	3051	8732			1145	12929
institution		418			1341	444		780	2983
flerfamiljsfastighet	1623	6266	4257	142	5949	11081		973	30292
enfamiljsfastighet						948		495	1443
specialenhet		145	40					136	321
koloniområde						23		6766	6789
gräs	2140	3129	1504	3428	448	1333	133	33217	45332
park	273	2589	1896	1999	14627	9107	354	32938	63783
övrig genomsläpplig mark			5	6995					7000
sand/grus	179	299	287	296		922	30	6512	8525
mindre naturområde		277	12745	10781	66	22622	233	150838	197561
badplats						139	10	5383	5532
elcentral					6				6
Summa	6000	34272	49517	77631	63916	72044	10652	271766	585798

I kapitel 2.1.1 och 2.1.2 redovisas den exponerade, respektive reducerade ytan för olika byggnadsmaterial för respektive delavrinningsområde. Med exponerad yta menas den totala ytan, medan den reducerade ytan är den yta som bidrar till dagvattenavrinningen. Reduktionen beror på att en del av vattnet inte når brunnarna utan infiltreras på grässlånter o dyl. Procenttalet varierar från område till område och har baserats på resultaten från inventeringen.

För stolpar, räcken o dyl gäller följande (siffrorna har baserats på fältinventeringen och på resultaten från Nybohovsområdena):

I bostadsområden och verksamhetsområden antas 0.0045-0.0050 m² stolpar (o dyl) /m² totalområdesyta. Dessa m² fördelas på förzinkat respektive förzinkat, målat. Den andel som bidrar till dagvattenavrinningen från stolpar i bostadsområden är 20-40% och från stolpar i verksamhetsområden 40-50%.

I trafikområden antas 0.002-0.006 m² stolpar (o dyl) /m² totalområdesyta beroende på vägtyp. Andelen zink som går till dagvattnet från stolpar i trafikområden är ca 50-60%.

Ca 3 ha av den diffusa ytan upptagen i Tabell 2.1 (området öster om Essingeleden, område 7) har kombinerat ledningssystem, d v s dagvattnet från denna del leds tillsammans med spillvattnet till reningsverk. Denna yta är borträknad avseende transporten av föroreningar till sjön Trekanten.

Uppställning av bilar (parkeringsytor) baseras på ett schablonvärde på 350 bilar/1000 invånare. Antalet bilar per tusen invånare var 1993 i Stockholm stad ca 330 och i Nacka ca 380 (Axelsson, Gorpe och Lundberg, 1995). Ytterligare uppställning av bilar härstammande från verksamheterna har bedömts under fältinventeringen.

Nybohov 1 består endast av ett flerbilshus och intilliggande gårdsyta, varför varken trafik eller uppställning finns i detta avrinningsområde. Det antas att invånarna i Nybohov 1 parkerar i Nybohov 3.

Boende i Katrineberg parkerar i ett parkeringshus, vilket bedöms vara kopplat till dagvattenledningarna. Eftersom parkeringshus normalt spolas några gånger per år, uppskattas att spillmängden från bilarna blir densamma som om de stått ute på gatan.

2.1.1 Nybohovsområdet



Figur 2.3 Flygfoto över Nybohovsområdet (Foto: Thomas Henrikson, Orange AB).

En detaljerad inventering av delavrinningsområdet Nybohov (Nybohov 1-3) utfördes 1997-98 och en rapport redovisas i Bilaga 6 (Östlund, 1998). I rapporten framgår bl a att Nybohovsområdet omfattar ca 90 000 m², varav 72% utgörs av hårdgjord yta. Bebyggelsen består av flerbostadshus, vilka har 3-14 våningar.

Inom området finns även ett P-hus och ett tvåvåningshus som används som daghem.



Figur 2.4 Flerfamiljshus i Nybohovsområdet (Foto: Larm T, VBB VIAK).

Karterat byggnadsmaterial i Nybohovsområdet redovisas i Tabell 2.2-2.4. Detta inkluderar byggnaderna daghem och tvättstuga med fasad, balkongräcke, fönsterbleck, fönsterrutor och tak. 13 typer av material inventerades. Vissa av materialen, såsom glas, puts, betongtakpanna och koppar förekommer enbart på byggnader. Omålat trä och omålade förzinkade ytor finns bara på stolpar och räcken (Östlund, 1998). Övrigt material till bostadsområdet redovisas i tabellformat i Bilaga 5. Den totalt inventerade materialytan i Nybohovsområdet uppgår till 64 800 m², varav puts upptar den största ytan (44%). Andra framträdande materialslag är asfalterad koppar, ren kopparplåt, glas, betong och målat trä. Den utvändiga ytan på stolpar och räcken utgör 6% av den totala ytan.

Ungefär hälften av materialytan är direktansluten till dagvattennätet och resterande del rinner av till marken inom området. Av den direktanslutna ytan har takmaterialet stor betydelse eftersom denna till största delen avleds direkt till dagvattensystemet.

Nybohov 1

I området bor 160 personer (Utrednings- och Statistikkontoret). Områdets totala yta är 0.6 ha och domineras av flerfamiljshus med koppartak.

Tabell 2.2. Byggnader i Nybohov 1 - exponerad och reducerad yta (m²) fördelat på olika byggnadsmaterial.

Nybohov 1-Bostadsområde		
Komponent	exp yta (m2)	red yta (m2)
Natursten (grusplatta)	0	0
Betong (inkl betongtakpanna)	522	63
Tegel	0	0
Trä, trä målat	302	39
Förzinkat, målat, plastat (inkl bandlack)	0	0
Förzinkat	0	0
Asfalt (koppar, asfalt)	1395	1395
Koppar	676	543
Puts	2261	401
Glas	717	91

Nybohov 2

I området bor 750 personer (Utrednings- och Statistikkontoret). Områdets totala yta är 3.4 ha. Det består av flerfamiljshus med olika typer av takmaterial, samt av lokala gator och parkeringar.

Tabell 2.3. Byggnader i Nybohov 2 - exponerad och reducerad yta (m²) fördelat på olika byggnadsmaterial.

Nybohov 2-Bostadsområde		
Komponent	exp yta (m2)	red yta (m2)
Natursten (grusplatta)	140	50
Betong (inkl betongtakpanna)	1546	621
Tegel	0	0
Trä, trä målat	1888	490
Förzinkat, målat, plastat (inkl bandlack)	94	26
Förzinkat	0	0
Asfalt (koppar, asfalt)	7450	7450
Koppar	1004	448
Puts	14863	3878
Glas	4388	993

Nybohov 3

I området bor 590 personer (Utrednings- och Statistikkontoret). Områdets totala yta är 5.0 ha. Liksom Nybohov 2 består detta område av flerfamiljshus, gator och parkeringar.

Tabell 2.4. Byggnader i Nybohov 3 - exponerad och reducerad yta (m²) fördelat på olika byggnadsmaterial.

Nybohov 3-Bostadsområde		
Komponent	exp yta (m2)	red yta (m2)
Natursten (grusplatta)	0	0
Betong (inkl betongtakpanna)	4382	2218
Tegel	0	0
Trä, trä målat	1331	533
Förzinkat, målat, plastat (inkl bandlack)	174	140
Förzinkat	1	1
Asfalt (koppar, asfalt)	3612	3612
Koppar	1718	1418
Puts	11528	3878
Glas	2784	895

2.1.2 Övriga områden

En mer översiktligt inventering har utförts i de övriga områdena, dvs Liljeholmen, Katrineberg, Gröndal och Essingeleden, omfattade takmaterial, fasadmaterial, fönsterblecksmaterial, stolp- och räckesmaterial, antal våningar, andel som går till dagvattnet från respektive byggnadsdel samt andel som går till dagvattnet från respektive typ av markyta.

Liljeholmen (område 4)

Liljeholmen är ett verksamhetsområde som består av kontorslokaler, några affärer, en tunnelbanestation samt ett busstorg. Trafiken är det som dominerar i området. Områdets totala yta är 7.8 ha.

I Liljeholmen är flera av byggnaderna, både avseende tak och fasader, utförda i rostfritt stål. Ett annat vanligt takmaterial är asfalt eller asfaltpapp, se Tabell 2.5

Tabell 2.5. Byggnader i Liljeholmen - exponerad och reducerad yta fördelat på olika byggnadsmaterial.

Liljeholmen-Verksamhetsområde		
Komponent	exp yta (m ²)	red yta (m ²)
Natursten	300	300
Betong	0	0
Tegel	830	100
Rostfritt	6 540	5 550
Förzinkat, målat	980	750
Förzinkat	0	0
Koppar	50	50
Asfalt	4 200	4 200
Puts	640	640
Glas	1 110	620

Katrineberg (område 5)

Katrineberg består av ett bostadsområde och ett verksamhetsområde. I området bor 550 personer (Utrednings- och Statistikkontoret). Katrinebergs verksamhetsområde består av kontor och en trävarufirma. Områdets totala yta är 6.4 ha. Katrinebergs bostadsområde är ett relativt nybyggt område. Husen är huvudsakligen utförda i tegel som utgör nästan 80% av den totala ytan, se Tabell 2.6 nedan.

Tabell 2.6. Byggnader i Katrinebergs bostadsområde - exponerad och reducerad yta fördelat på olika byggnadsmaterial.

Katrineberg-Bostadsområde		
Komponent	exp yta (m ²)	red yta (m ²)
Natursten	0	0
Betong	0	0
Tegel	19 070	9 520
Trä målat	0	0
Förzinkat, målat	1 930	790
Förzinkat	0	0
Koppar	0	0
Asfalt	0	0
Puts	320	160
Glas	3 400	980

I Katrinebergs verksamhetsområde är målad plåt och asfalt/asfaltpapp vanligt använda takmaterial. På några tak ligger det singel på gummiduk, vilket här har kallats natursten. Målad plåt, puts och tegel är vanligt på fasaderna.

Tabell 2.7. Byggnader i Katrinebergs verksamhetsområde - exponerad och reducerad yta fördelat på olika byggnadsmaterial.

Katrineberg-Verksamhetsområde		
Komponent	exp yta (m ²)	red yta (m ²)
Natursten	3 820	3 820
Betong	0	0
Tegel	3 590	3 030
Trä målat	0	0
Förzinkat, målat	10 520	8 860
Förzinkat	0	0
Koppar	60	60
Asfalt	3 910	3 910
Puts	5 450	4 530
Glas	3 090	2 300

Gröndal (område 6)

Gröndal är ett renodlat bostadsområde. Områdets totala yta är 7.2 ha. I området bor 1180 personer (Utrednings- och Statistikkontoret). Gröndal är ett något äldre bostadsområde. Majoriteten av taken är av målad plåt, medan puts och tegel dominerar som fasadmateriell.



Figur 2.5 Sjön Trekanten och Gröndals bostadsområde. Foto taget från Nybohovsberget, vid vattentornet (Foto: Holmgren A, VBB VIAK).

Tabell 2.8. Byggnader i Gröndal - exponerad och reducerad yta fördelat på olika byggnadsmaterial.

Gröndal-Bostadsområde		
Komponent	exp yta (m ²)	red yta (m ²)
Natursten	0	0
Betong	0	0
Tegel	10 760	6 260
Trä målat	440	150
Förzinkat, målat	13 870	12 170
Förzinkat	0	0
Koppar	0	0
Asfalt	1 690	1 690
Puts	14 560	6 730
Glas	6 880	3 310

Essingeleden (område 7)

Området Essingeleden skiljer sig från övriga områden eftersom det nästan enbart består av en vägsträcka. Vägsträckan är helt och hållet belägen på en viadukt.



Figur 2.6 Motorvägen Essingeleden, Blommensbergsviadukten, taget mot nordväst från Nybohovsberget (Foto: Larm T, VBB VIAK).

Den vägyta som studerats av Ekvall (1998) utgör ca 0.9 ha. Områdets totala yta är 0.9 ha enligt den studien. I Tabell 2.1 redovisas Essingeleden som område 7. Enligt den GIS-baserade uppskattningen utförd av Miljöförvaltningen i Stockholm är det en något större vägyta, ca 1.0 ha, som bidrar till dagvattenavrinning till sjön Trekanten. Området är enligt Miljöförvaltningen 1.1 ha stort och andra ytor än vägytan utgör 0.1 ha.

De byggnadsenheter som finns i avrinningsområdet Essingeleden är 26 stycken stolpar av förzinkat stål med höjden 8 m, vilket ger en totalyta på ca 100 m². Längs vägen sträcker sig ett plastat stålräcke med en total yta på ca 115 m².

3 Beskrivning av mätningar och analysmetoder

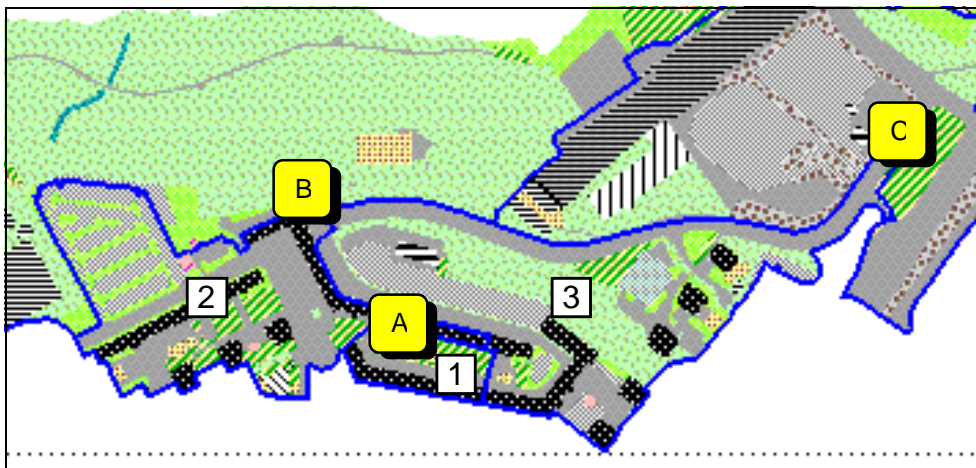
3.1 Dagvatten

I områdena 1, 2 och 3 (Nybohovsberget), se Figur 2.2 och Figur 3.1, har dagvattenflöden uppmätts och provtagningar på dagvattnet utförts under ett års tid med start i februari 1998 och med avslut i januari 1999. Detta avser endast dagvattnet som transporteras i ledning (d v s det vatten som avrinner direkt till sjön från omgivande mark mäts ej). Punkterna A, B och C inkluderar både flödesmätning och provtagning. I punkt A mäts/provtas dagvattnet från område 1, i punkt B mäts/provtas dagvatten från både områdena 1 och 2, och i punkt C från områdena 1, 2 och 3. I det följande beskrivs punkterna närmare.

Punkt A: Belägen i den första nedstigningsbrunnen efter den byggnad på vilken emissionsstudierna utfördes. I punkt A mättes och provtogs dagvattnet från område 1. Området inkluderar förutom byggnaden även en innergård..

Punkt B: Belägen längre ned i systemet till vilken det rinner dagvatten från ett flertal byggnader, innergårdar och lokalgator. I denna punkt mättes och provtogs dagvattnet från både område 1 och 2 (gemensam dagvattenledning i punkt B).

Punkt C: Belägen närmare recipienten Trekanten (det är ca 300 meter från punkt C till utsläppspunkten i sjön) och i denna punkt mättes och provtogs dagvatten från alla tre områdena 1, 2 och 3 (gemensam dagvattenledning i punkt C).



Figur 3.1 Punkter för flödesmätning och provtagning (gula kvadrater med rundade hörn; område 1=punkt A, område 1+2=punkt B, område 1+2+3=punkt C). Atmosfärisk deposition mättes delvis i område 1 (hustaket) och delvis på ett tak vid sjön Trekantens östra ände.

Tabell 3.1 Markanvändning i Trekantens tillrinningsområden i m². Omarbetad efter GIS-kartering av Jadelius Å., Miljöförvaltningen i Stockholm. Provpunkt A, B och C.

MARKANVÄNDNING	A	B	C
dike			
väg		3331	14941
parkeringsplats		8391	14519
parkeringshus			1348
övrig hårdgjord yta	1785	11212	20529
spårväg			
bebyggelse			
industrifastighet			345
övrig miljöpåverkande fastighet			34
handel/kontor			1
institution		418	418
flerfamiljsfastighet	1623	7889	12146
enfamiljsfastighet			
specialenhet		145	185
koloniområde			
gräs	2140	5268	6773
park	273	2862	4758
övrig genomsläpplig mark			5
sand/grus	179	478	765
mindre naturområde		277	13022
badplats			
elcentral			
Summa	6000	40272	89789

3.1.1 Flödesmätningar

Kontinuerliga flödesmätningar utfördes genom att en givare mätte vattennivån och hastigheten. Flödet beräknades med en kontinuitetsekvation. Flödesmätarna var installerade i nedstigningsbrunnarna och mätte flödet på inkommande vatten till brunnen.

3.1.2 Provtagning av dagvatten

Flödesproportionella prov togs med Sigmaprovtagare. Behållaren tömdes ca två gånger per månad. Proven blandades till månadssamlingsprov. De parametrar som analyserades i proverna var SS, tot-P, tot-N, Cd, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb och vid tre tillfällen PAH. Under provtagningsåret blev det 25 provtillfällen och vid dessa erhöles 10 prov i punkt A, 18 prov i punkt B och 21 prov i punkt C. Faktiska provtagningar och vilken passerad volym dessa representerar redovisas i Bilaga 10. Orsaken till varför prov inte erhöles vid ett antal tillfällen är att provtagaren inte tagit något vatten vilket i sin tur kan bero på att det inte har funnits något flöde eller att provtagaren inte fungerat som den skulle.

3.2 Nederbörds­mätningar

Nederbörds­mätningen gjordes med en nederbörds­mätare av märket Cassella 0,2 mm. Mätaren var placerad på taket av Fiskarnas hus (en lägre byggnad) vid den östra änden av sjön Trekanten ca 400 m från Nybohovsberget där de provtagna ytorna ligger. Då mätaren inte är utrustad med värme kunde den inte utnyttjas vid kyla på grund av frysrisker vilket medförde att mätdata för januari-mars 1998 samt december-januari 1999 saknas.

3.3 Deposition och emissioner

Våt- och torrdeposition samlades upp i två öppna behållare av NILU typ vilka innehöll 1 liter avjoniserat vatten. Behållarna var placerade på två tak i Trekantens tillrinningsområde. Ett tak finns i Nybohov 1, se Figur 3.1, det andra på "Fiskarnas hus" vid sjön Trekantens östra ände. De parametrar som analyserades var koncentrationerna av Cu, Zn, Cr, Ni, Cd och Pb.

Undersökningarna av metallemissioner från materialytor genomfördes på taket i Nybohov 1. Emissionsmätningarna utfördes för vissa material i fem månader och för andra i ett år med start i januari 1998. Tolv olika materialytor placerades på taket och orienterades med hänsyn till lutning och väderstreck med möjlighet att fånga upp dagvattenavrinningen från ytorna. De olika materialen som studerades var kopparplåt, förzinkad plåt, bly, asfalterad takyta, betongpanna, impregnerat trä, målad plåt och en inert yta, PE. De parametrar som analyserades är desamma som för deposition. De experimentella detaljerna beskrivs utförligare i Bilaga 7.

3.4 Analysmetoder och laboratorier

Alla prover utom PAH analyserades på Stockholm Vattens laboratorier Fyskem och Me, ackrediterade av SWEDAC. PAH analyserades på Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM), Stockholms Universitet.

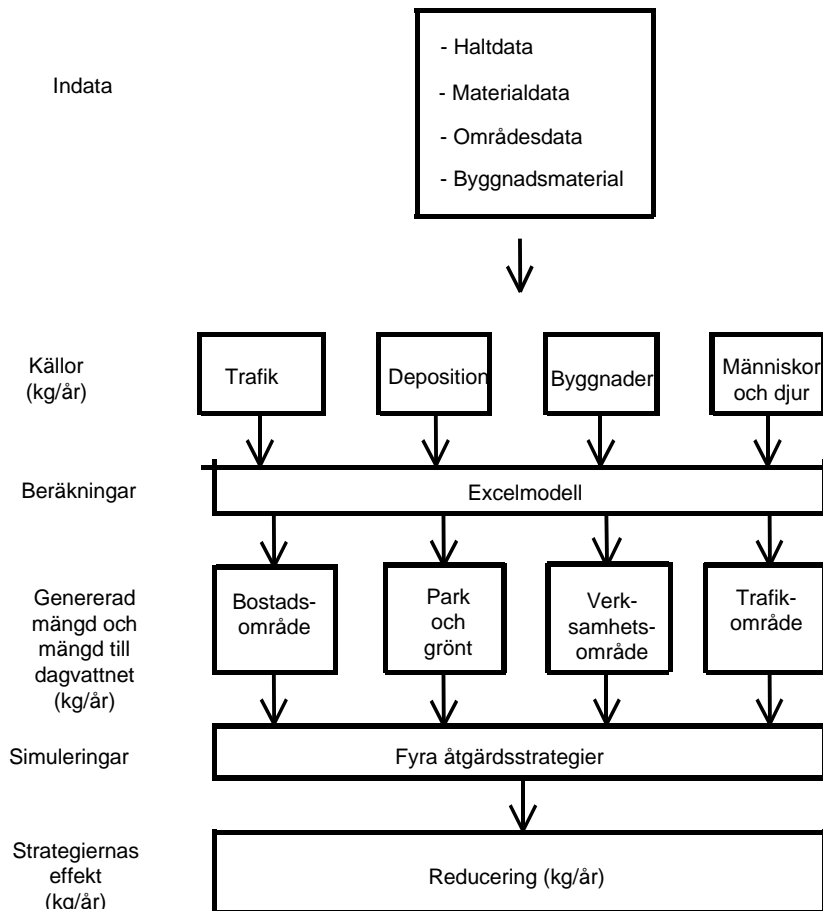
Alla metaller förutom Zn och Cu analyserades med metoden AAS GTA (atomabsorbtions spektrometer med grafitugn) (SS 028184, 83). Analyserna av koppar och zink utfördes med hjälp av en AAS F (atomabsorbtions spektrometer med flamma) (SS 028152-2, 50-2). En spektrometer användes även vid analyserna av tot-P P (SS 028127-2) och tot-N (ASN 62-04/84). SS analyserades enligt SS 028112-3. PAH analyserades genom fraktionering på en amino/kisel kolonn med HPLC. Efter denna upprening utförs en kvantitativ analys med hjälp av GC/MS.

4 Beskrivning av ursprungsmodellen och föroreningskällor

Ursprungmodellen beskriver och kvantifierar dagvattnets föroreningskällor och simulerar effekter av åtgärder. Modellen är uppbyggd i datorprogrammet Excel. För en detaljerad beskrivning av modellen, valda föroreningskällor och modellparametrar hänvisas till VBB VIAKs rapport "Framtida dagvattenhantering i Stockholm - Exemplifierat på Hammarby Sjöstad" (Malmqvist m fl , 1997). Som indikatorämnen har koppar, zink, kadmium, PAH, fosfor och bly valts. Dessa ämnen har valts för att spegla dels olika föroreningskällor i området, dels olika typer av påverkan på vattendrag och mark. Ingående modellparametrar i ursprungmodellen redovisas i Kapitel 4.2.

I Figur 4.1 visas en schematisk bild över ursprungmodellens uppbyggnad. Fyra källkategorier ingår i modellen: trafik, byggnadsmaterial, atmosfärisk deposition, samt människor och djur. För varje specifikt studerat område krävs indata i form av byggnadsmaterial, områdesytor, trafikmängd, befolkningens mängd och hur stor andel av föroreningsutsläpp som går till dagvatten. Därutöver finns indata i form av materialdata och haltdata. Byggnadsmaterial anges i antal kvadratmeter av varje byggnadsmaterial. Materialdata ger information om t ex däckslitage (d v s mer generella emissionsfaktorer) och nederbörds mängd medan det i haltdata är samlat information om innehåll av respektive indikatorämne i olika källor, t ex i däck och asfalt. De indata för ursprungmodellen som presenteras i Kapitel 4.1 är alltså till stora delar plats specifika för Trekantens avrinningsområde förutom för materialdata och haltdata vilka är desamma som använts vid tillämpning av modellen för Hammarby Sjöstad.

Dagvattenflöden och massflöden beräknas från fyra områdestyper: trafikområden, bostadsområden, park och grönområden, och verksamhetsområden (centrum, industri med flera). Samtliga kategorier inkluderas i respektive område. Modellen är uppbyggd med separata excel-filer för data över areor i avrinningsområdet, halter av de studerade ämnena i byggnadsmaterial m m, trafikintensiteter i området, antal invånare och övrig generell information om området. Andra filer innehåller data över nederbörd och atmosfärisk deposition. Datafilerna är länkade till beräkningsfiler i vilka massflöden för respektive ämne beräknas. Beräkningarna görs för olika scenarier baserade på olika förbättringsåtgärder, vilket diskuteras utförligare i Kapitel 6.



Figur 4.1. Schematisk bild över modellens uppbyggnad vilken är densamma för ursprungsmodellen och källmodellen.

4.1 Indata

4.1.1 Dagvatten

Enligt Kapitel 2.1 karaktäriseras området av stor andel hårdgjorda ytor, vilket ger ett stort bidrag till dagvattenavrinningen. I ursprungsmodellen användes en schablonnederbörd för Stockholm på 600 mm/år.

För den atmosfäriska depositionen uppskattas/antas att det som hamnar på infiltrationsytor fastläggs i de övre marklagren och inte ger något tillskott till dagvattnet (0%). För det som deponeras på hårdgjorda ytor gäller följande:

I bostadsområde går endast 20-50% till dagvattnet eftersom dessa ytor ofta kantas av gräs eller rabatter.

I verksamhetsområde går ca 90% till dagvattnet

I trafikområde går ca 90-100% till dagvattnet.

Av de hårdgjorda ytorna uppskattas 90% vara av asfalt och 10% vara av betong.

Den del av byggnadsmaterialens emissioner som bidrar till dagvattnet varierar mellan 0 och 100% och har inventerats för respektive byggnadskropp. Nästan allt vatten från taken går till dagvattnet eftersom huvuddelen av byggnadernas stuprör är anslutna till dagvattennätet.

Trafikens emissioner utgår från dagens fordonspark, med aktuella utsläppsvärden. Eftersom nästan alla gator har kantsten är bidraget av vägdagvatten stort. Av trafikens emissioner uppskattas ca 90-100% gå till dagvattnet. Därutöver tillkommer en reduktion av dagvattenföroreningsmängden p g a att föroreningarna sprids till omgivande mark av trafikens framfart. Denna reduktion har uppskattats till 20% för alla gator i området. För Essingeleden där hastigheten är högre och läget är utsatt (går på viadukt) har reduktionen i ursprungsmodellen uppskattats till 60%. Alla föroreningar som hamnar på gator och vägar påverkas.

Från djur (egentligen även från växter) uppskattas att 20% sprids till dagvattensystemet och resterande 80% går till mark i bostadskvarter. I verksamhetsområden där andelen hårdgjorda ytor är större uppskattas att 50% går till dagvattensystemet och 50% går till mark. Några hundar eller katter antas inte finnas i verksamhetsområdena.

4.1.2 Byggnadsmaterial

De byggnadsmaterial som ingår i ursprungsmodellen är natursten, betong, tegel, målat trä, förzinkat stål, målat förzinkat stål, koppar, asfalt (alla typer av asfalterade ytor), puts och glas. Emissionen från respektive byggnadsmaterial (mg/m^2) uppskattas/antas vara lika stor för bostadsområde och verksamhetsområde som för trafikområde.

4.1.3 Trafik

Andelen tung trafik på de mindre bostadsvägarna uppskattas vara 10%. Detsamma gäller för Essingeleden (110 000 fordon/dygn väster om Nybohovsbacken enligt mätningar våren 1993). För Liljeholmstorget (8 000 f/d), som i hög grad belastas av busstrafik, har andelen tung trafik uppskattats till 50%, medan gatorna i verksamhetsområdena uppskattas ha 20% tung trafik. Nybohovsbacken (gatan som sträcker sig genom Nybohov 1-3) belastas av ca 4000 f/d enligt mätningar våren 1993.

Bromsbelägg

Då vissa material, exempelvis asbest har bytts ut i bromsbelägg, finns uppgifter på att koppar/mässingandelen ökat och att ett väsentligt utsläpp av koppar kommer från bromsbelägg. I ursprungsmodellen ingår inte bromsbelägg som källa trots att detta var avsikten. Detta har rättats till i den justerade modellen, källmodellen.

Avgaser

I ursprungsmodellens belastningsberäkningar betraktas avgaser enbart som utsläpp till luft, d v s alla ämnen som kommer via avgaserna, återfinns i de använda värdena på depositionen. För att inte ta med samma siffra flera gånger beräknas därför inte trafikens utsläpp till dagvattnet via avgaser, annat än genom använda värden på depositionen. Ingen åtskillnad har härvid gjorts mellan avgaser i partikulär form respektive gasform.

Däck

Varje år sprids ca 10 000 ton däckpartiklar i Sverige. Slitage av däck uppgår till 0.1 g gummimassa per personbilskilometer och 0.4 g gummimassa per lastbils-kilometer.

Vägbeläggning

Dubbdäcksanvändningen bidrar till ett slitage av vägbeläggning i Sverige på ca 450 000 ton årligen. Antaganden ger ett slitage av vägmaterial för personbilar på 5 g/km och för tunga fordon 20 g/km. Detta antagande omfattar både betong och asfalt. Slitagesoftet är till huvuddelen större än 50 µm och deponeras inom något tiotal meter från vägen. I ursprungsmodellen antas att 50% av partiklarna fastläggs i mark och att 50% hamnar i dagvattensystemet.

Motorolja

Motorolja finns av varierande kvalitet. Vid körning kan föroreningsinnehållet i oljan öka markant. Oljan innehåller bl a PAH, koppar, zink, kadmium och bly. I ursprungsmodellen uppskattas/antas att 2/3 av droppet sker under körning och 1/3 under parkering. Det ger droppet 10 mg/fordonskilometer för körande bilar och 80 g/(fordon och år) för stillastående bilar. För tunga fordon uppskattas siffrorna ovan bli 4 gånger större.

Fordonstvätt

I genomsnitt tvättas en svensk bil ca 20 ggr per år. Uppskattningsvis 2/3 av alla biltvättar utförs utanför de etablerade anläggningarna och vattnet hamnar då ofta i dagvattnet. Bara de boendes bilar tvättas i området. De boende uppskattas utföra 2 tvättar/bil/år på gatorna eller parkeringsplatserna.

4.1.4 Deposition

Utsläpp av metaller sker från många olika källor bland annat vid tillverkning av produkter men även vid användning av dessa produkter. I Sverige svarar utländska utsläpp för ca 70% av den atmosfäriska depositionen. Bidraget från utlandet är av störst betydelse för bly, kadmium, kvicksilver och zink medan koppar, nickel och krom till största delen kommer från svenska källor (Miljöförvaltningen, 1998). Sannolikt har vi en aerosol i inre delarna av Stockholm som kraftigt överlagrar bakgrunden. Aerosolen är i huvudsak ett resultat av emissioner inom staden (Miljöförvaltningen, 1998).

4.1.5 Övriga källor

Övriga föroreningskällor utgörs av förmultnande organiskt material gödningsmedel, lösningsmedel, avfettningsmedel, urin och fekalier från husdjur. Organiskt material från framför allt träd hamnar, i första hand under hösten, i dagvattnet, liksom skräp i diverse former.

I ursprungsmodellen uppskattas en djurtäthet om en hund per 25 invånare och att dessa bidrar med 90 g fosfor/hundår. För fåglar är tätheten satt till 8 fåglar per ha (Malmqvist, 1983) och att dessa bidrar med 3-25 g fosfor/fågelår. Produktionen av urin och fekalier antages för en hund vara ca 1/6 av en människas respektive 1/40 för en fågel.

4.2 Modellparametrar

I Tabell 4.1 redovisas de modellparametrar som används i den ursprungliga modellens beräkningar av årlig föroreningsbelastning.

Tabell 4.1. Modellparametrar och värden i den ursprungliga modellen.

Källa	Cu	Pb	Zn	Cd	PAH	P
mg/m²/år						
Målad förzinkad plåt		0.12	400	0.004		
Omålad förzinkad plåt		1.2	4000	0.04		
Koppar	2600					
Deposition	2	10	11	0.2	2.5	7.5
halt i ppm						
Däck	250	5	15000	1.8	700	
Bromsbelägg	30600 ¹					
Vägmateriel	28	18	63	0.16	10	
Motorolja	3	9	1000	0.1	200	-
Biltvättvatten	1.4	1	9	0.03		1.2
Urin, fekalier	1.1	0.018	10	0.01		1400
Hundar, fåglar						1400
Löv, frön						300 ¹

¹ Dessa emissionsvärden används ej i ursprungsmodellens resultatberäkning.

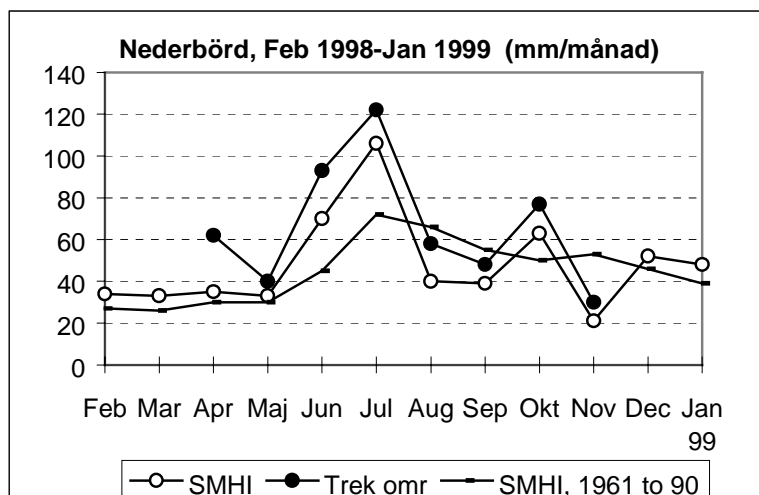
5 Resultat

5.1 Mätning och provtagning

Nybohovsområdet avses.

5.1.1 Nederbörd

De uppmätta nederbördsvärdena (både regn och snö) från den uppsatta nederbördsstationen i området var under månaderna april till november år 1998 sammanlagt 530 mm. Detta är i storleksordningen 30% högre än motsvarande nederbördsdata från SMHI's nederbördsstation Stockholm på Observatorielunden (407 mm), placerad 4 kilometer nordost om Trekanten (se Figur 5.1).



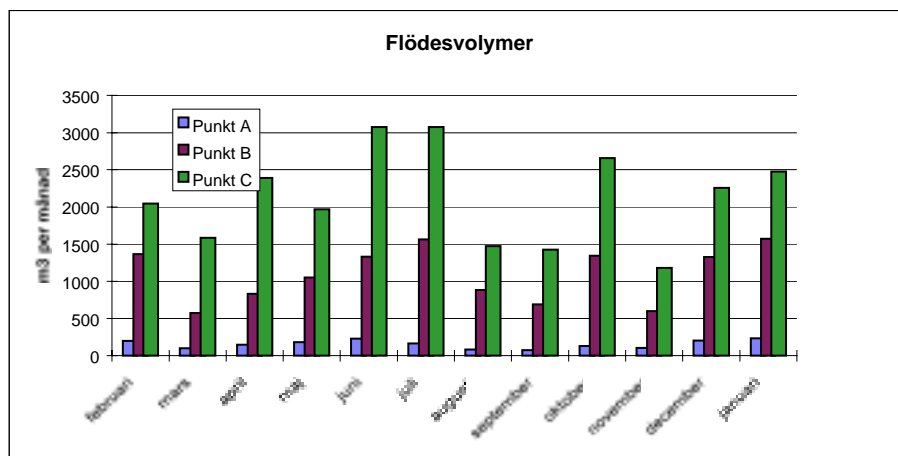
Figur 5.1. Nederbördsdata (mm/månad) från perioden feb 1998 till jan 1999, utifrån SMHI-stationen Stockholm och från den lokala stationen inom Nybohovsområdet vid Trekanten.

Den uppmätta nederbörden från SMHI-stationen var 574 mm under den studerade perioden (1 år). Mätfel, såsom förluster av vindpåverkan, avdunstning och adhesion (vatten finns kvar på samlingsbehållaren när den töms), kan inkluderas genom att använda en korrektionsfaktor på 1.15 (Pettersson, 1995; Alexandersson och Andersson, 1995; Larm, 1996), i enlighet med uppskattningar utförda av SMHI. Denna justering ger en uppskattning av "verklig" nederbörd på omkring 660 mm för den årliga perioden februari 1998 till januari 1999. Denna uppskattning kan jämföras med medelvärdet 620 mm (539×1.15) från referensperioden 1961-90. Nederbörden under provtagningsperioden var alltså ca 6% större än normalt.

5.1.2 Dagvattenflöden

Dagvattenflödet från de tre studerade områdena i Nybohov (motsvarande mätpunkt A-C) presenteras i Figur 5.2. Dagvattenflödet var, liksom nederbörden (se Figur 5.1), störst under juni, juli och oktober. Eftersom provpunkt C avser hela Nybohov (område 1-3), inkluderande områdena till punkterna A (område 1) och B (område 1+2) så är flödet som kommer till punkt C följaktligen störst. Punkterna för flödesmätning visas i Figur 3.1. Det summerade uppmätta flödet till punkt C under 11 månader, tillsammans med en uppskattning för januari 1999 (från SMHI-nederbördsdata och medelvärdet av avrinningskoefficienter för december och februari) på 2478 m³, ger årsflödet 25 610 m³. Detta, fördelat på totala ytan 90 000 m², motsvarar omkring 0.28 x 10⁶ m³/km²/år, vilket är ett normalt värde för avrinning från urbana områden för denna del av Sverige (Larm, 1996). Motsvarande uppskattade flöden för resterande punkter under januari är 235 m³ (punkt A) respektive 1573 m³ (punkt B). Årsflödena blir då 1848 m³ (punkt A) respektive 13140 m³ (punkt B).

Mätdata saknas under januari 1999 för samtliga punkter, samt avseende area B för 6 dagar under mars och 1 dag under april och avseende area C för 6 dagar under juli och 6 dagar under augusti. Korrigeringar mot uppmätt nederbörd har gjorts för januari 1999 eftersom ingen flödesdata fanns. Saknad flödesdata från punkterna B och C har beräknats utifrån uppmätta flöden från motsvarande tidsperioder i punkt A.



Figur 5.2 Uppmätta dagvattenflöden i mätpunkterna A, B och C (Nybohov).

5.1.3 Dagvattnets föroreningshalter

Figur 5.3 och 5.4 presenterar flödesproportionella månadsspecifika koncentrationer av bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), zink (Zn), och fosfor (P) i tre punkter (A, B och C) i dagvattensystemet (punkterna visas i Figur 3.1).

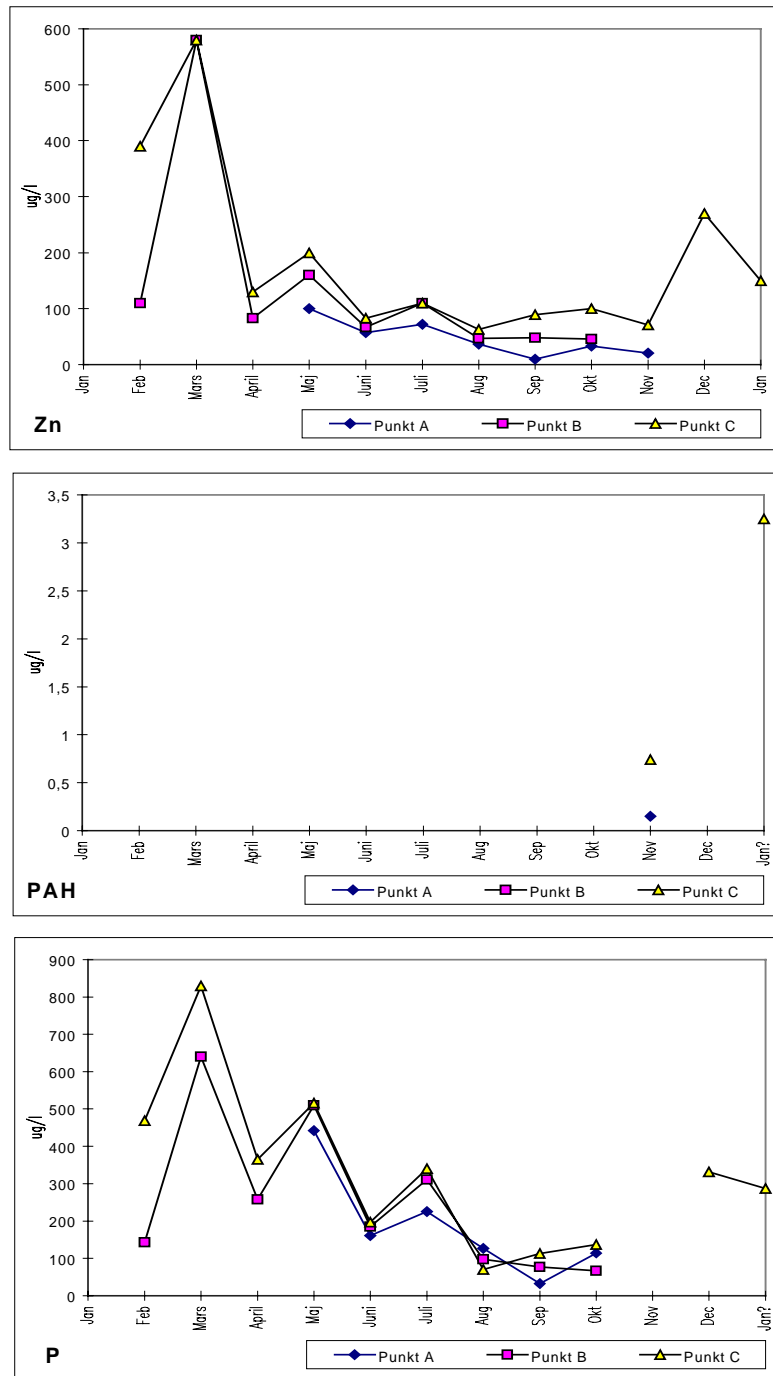
Koncentrationer av PAH har analyserats vid tre tillfällen (1 gång i punkt A och 2 gånger i punkt C).

De uppmätta koncentrationerna av Pb i Figur 5.4 uppvisar värden kring 20 µg/l (uppskattat månatligt medianvärde för area C) vilket är ett "normalt" (d v s ett värde som regelmässigt uppmäts för ett område av viss markanvändning) värde för områden med flerfamiljshus. En relativt omfattande litteraturstudie över områdesspecifika schablonhalter visar att halterna från bostadsområden ligger kring 10-50 µg/l (Larm, 1997).

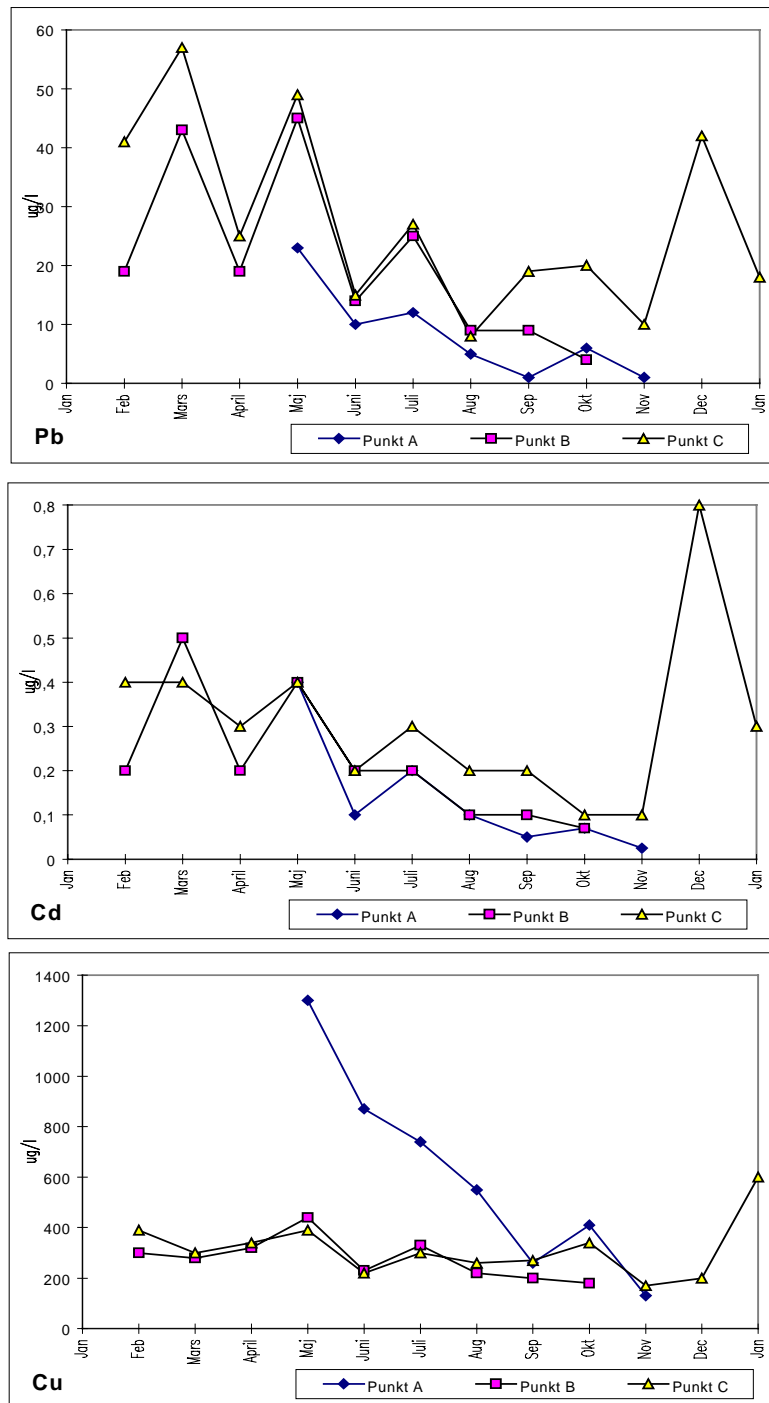
Cd-halterna är relativt låga; omkring 0.25 µg/l. Normala Cd-värden ligger mellan 0.3-2 µg/l (Larm, 1997). Cu-halterna, ca 300 µg/l, är mycket höga jämfört med normala halter kring 15-150 µg/l. De högsta kopparhalterna i dagvattnet uppmättes från Area A, vilket var förväntat med tanke på koppartaken. De provtagna Zn-halterna är kring 105 µg/l (medianvärde). Zn-halterna varierar mer än de andra studerade metallerna (medelvärde är 201 µg/l, minvärdet är ca 20 µg/l och maxvärdet 610 µg/l). Det rör sig dock om normala zinkhalter (normala värden ligger mellan 50-500 µg/l).

Medianvärdet av PAH-halterna är 0.7 µg/l (0.15-3.2 µg/l).

De provtagna P-halterna ligger kring medianvärdet 330 µg/l. Det största bidraget verkar komma från område 3, eftersom medianhalten vid punkt 1 och 2 är lägre (144 respektive 185 µg/l). Normala värden ligger mellan 50-450 µg/l.



Figur 5.3. Uppmätta (från area A, B och C) koncentrationer av Zn, PAH och P i dagvatten.



Figur 5.4. Uppmätta (från area A, B och C) koncentrationer av Pb, Cd och Cu i dagvatten.

5.1.4 Dagvattenmätningarnas representativitet

Hur stor andel av passerade dagvattenvolymer som provtagits vid respektive punkt redovisas i Bilaga 10.

Provtagning vid punkt C fungerade bra fram till avslutningen av mätperioden. Inga prov togs i punkt A under perioden februari 1998 till april 1998 och under december 1998 och januari 1999. Detta berodde på att dagvattenflödet ej var tillräckligt stort (punkt A representerar det minsta tillrinningsområdet).

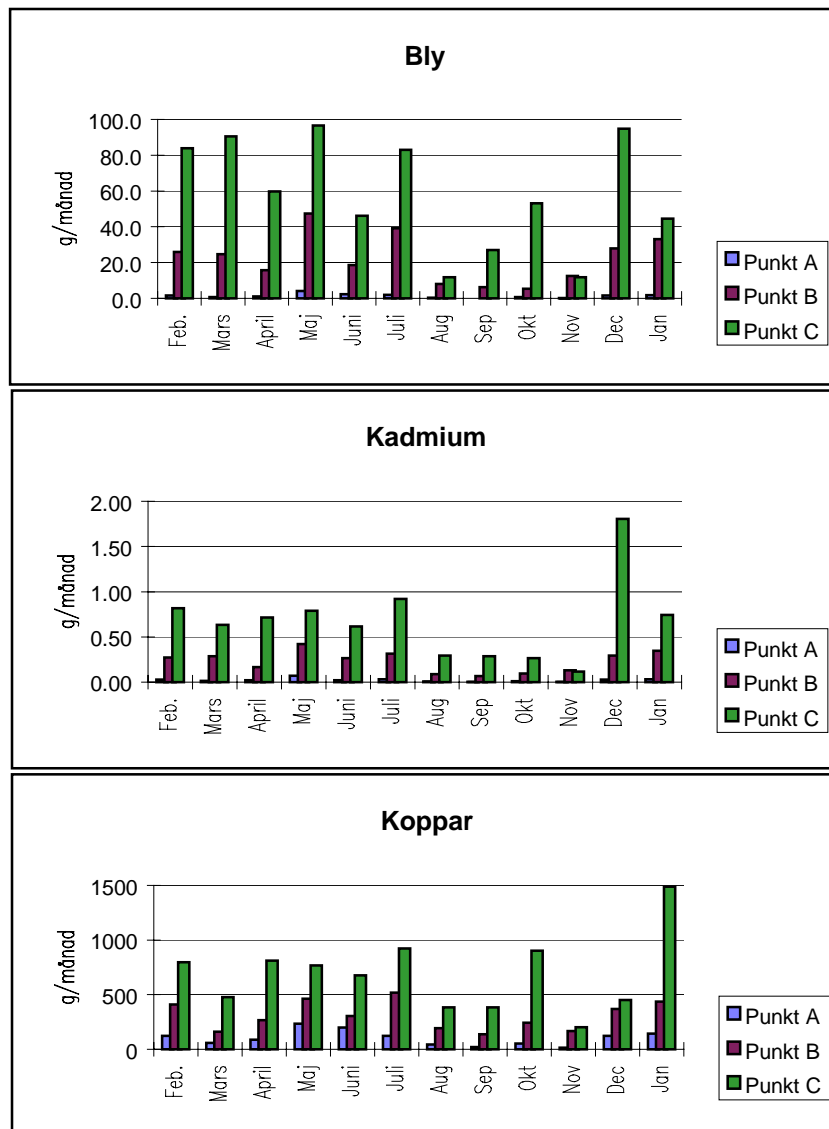
Provtagaren vid punkt B fungerade ej bra från november 1998 till slutet av provtagningsperioden. Orsaken till detta hittades inte förrän vid slutet av provtagningsperioden. Först hade slangen i själva pumpen en spricka, och dessutom hade kabeln vid flottören ett veck, som orsakade en kortslutning. Felen var svåra att hitta. Vid de olika fältbesöken under slutet av perioden sattes pumpen igång flera gånger, och den fungerade bra, men då fanns för lite vatten i ledningen för att kunna kontrollera om vatten verkligen nådde provdunken. Provtagningsslangen kontrollerades också, men sprickan hittades ej eftersom den var inne i pumpen (Meyer, 1999).

5.1.5 Föroreningsbelastning utifrån uppmätta halter och flöden i Nybohov

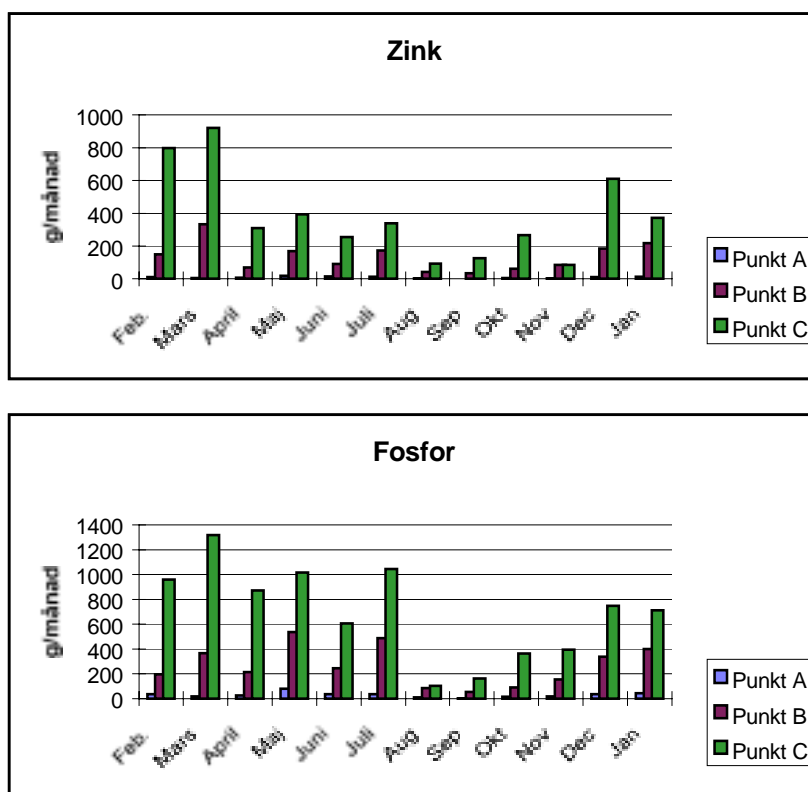
Utifrån uppmätta halter och flöde har materialbelastningen beräknats. Den månatliga föroreningsbelastningen presenteras i Figur 5.5 för bly, kadmium och koppar och i Figur 5.6 för zink och fosfor. PAH-belastningen presenteras ej eftersom bara 3 PAH-analyser utförts (en grov uppskattning av denna belastning visas dock i Bilaga 4). Varje månadsvärde har beräknats genom att multiplicera det uppmätta dagvattenflödet med den analyserade föroreningskoncentrationen (samlingsprov för månaden). Den lägsta belastningen kom generellt under månaderna augusti, september och november. Både flöden och halter var i allmänhet lägst under dessa perioder. Vad gäller den högsta belastningen så uppkom den under olika månader för olika ämnen. För bly var belastningen jämnhögt under flera månader. Detta gällde även för kadmium och koppar men med undantagen att för kadmium inträffade en toppbelastning under december och för koppar inträffade toppbelastningen under januari. För zink inträffade den största transporten under vintermånaderna och för fosfor under första halvåret.

Det är endast i provpunkt C (hela Nybohovsområdet) som det finns uppmätta halter från varje månad. Beräkningen av den årliga föroreningsbelastningen från området bygger på en multiplikation av varje månadsspecifik halt med det månatliga flödet. Vi antar att summan av de på detta sätt beräknade månadsvisa massflödena från punkt C utgör det verkliga årsvisa massflödet. Avvikelsen från detta massflöde, om man istället skulle ha använt medianvärdet från hela året avseende koncentration och multiplicerar med det totala flödet, är omkring 22% (median som varierar mellan 7-46% för de 10 studerade ämnena Pb, Cd, Cu, Zn, P, PAH, SS, Ni, Cr och N). Felet om man använder medelvärdet istället för

medianvärdet blev endast 1% (0.5-5%) jämfört med det årliga massflödet baserat på uppmätta månadsvärden. Därför används medelvärdet för att uppskatta belastningen från områdena A och B, se Bilaga 4.



Figur 5.5 Sammanräknade mängder av bly, kadmium och koppar från Nybohovsområdet utifrån uppmätta flöden och halter.



Figur 5.6 Sammanräknade mängder av zink och fosfor från Nybohovsområdet utifrån uppmätta flöden och provtagna halter.

5.1.6 Metallemissioner och atmosfärisk deposition

I Nybohov utförde Korrosionsinstitutet 1998 emissionsmätningar från tolv aktuella byggnadsmaterial. Syftet var att bestämma emissioner för dagvattenavrinning från dessa ytor. Provtagningen är ett led i att komma åt de diffusa källor som finns i vårt samhälle och ingår i Naturvårdsverkets forskningsområde "Metaller i stad och land". Koppars och de förzinkade plåtarna exponerades under 1 år och resterande ytor under 5 månader. I Tabell 5.1 redovisas olika framtagna emissionskoefficienter. Hur dessa har tagits fram och under vilka förutsättningar provtagning utförts jämte andra slutsatser redovisas utförligare i Bilaga 7.

Stora haltvariationer under olika exponeringsperioder observerades för galvaniserad stål och för kopparytor. Förhöjda zinkhalter observerades i avrinningen från galvaniserad stål och från ytor som målats med färg som innehåller zink. Halterna var i storleksordningen 3.5 till 9 mg/l för galvaniserad stål och 2 mg/l för de målade ytorna. Förhöjda kopparhalter erhöles i avrinningen från koppartak (1.8 till 5 mg/l) och från träimpregnerade ytor som innehåller koppar (1 till 4 mg/l).

Även mätning av atmosfärisk deposition utfördes under provtagningsperioden. Depositionen analyserades i $\mu\text{g/l}$ som omräknades till $\text{mg/m}^2/\text{år}$ utifrån soft-samlarens diameter 0.2 m (vilket ger en area på 0.0314 m^2) och den volym prov som erhöles under respektive mätperiod. Resultaten från dessa mätningar redovisas nederst i Tabell 5.1. Två emissioner har uppskattats i de fall det rör sig om två ytor.

Tabell 5.1 Uppmätta emissioner för metallemission och deposition i Trekantens tillrinningsområde, på tak i Nybohov 1. (Persson och Kucera, 1999).

Material	Emissioner $\text{mg/m}^2/\text{år}$					
	Cu	Zn	Cr	Ni	Cd	Pb
Koppertak, två ytor	849/689					
Förzinkad plåt, två ytor	-	2742/3014	-	-	-	-
Bly	-	-	-	-	-	940
Asfalterad takyta	-	-	-	1,5	-	-
Betongpanna	-	-	<0.1	<0.08	-	-
Impregnerat trä	660	-	-	-	-	-
Målat plåttak ¹	-	720	-	-	-	-
Bandlackerat förzinkat stål	-	12	- ²	-	-	-
Inert yta, PE	-	23/21	-	-	-	17/3
Deposition, partikelsamlare	15	27	0.9	2.1	0.3	5

¹ Målat med zinkinnehållande färg.

² Halten av krom från dessa ytor uppmättes några månader men koncentrationen var oftast under detektionsgränsen varför någon emissionshastighet inte har uppskattats.

Mätningar av emissionshastigheter från olika material vilka kan användas för beräkning av metallflöden till miljön är sällsynta. Emissionshastigheter (halter i avrinning) från koppar och zink i Stockholm har uppmätts av KTH. Mätningarna i nämnda studie har jämförts med resultatet från Korrosionsinstitutets mätningar vid Trekanten, se Tabell 5.2. För andra ytor såsom målade ytor har inga jämförande studier påträffats. I Tabell 5.2 är emissionshastigheterna för förzinkat stål och zink mycket lika. Förzinkade stålytor förväntas bete sig som zink under det tidiga skedet av exponeringen men vid längre exponeringstider är det troligt att emissionshastigheterna skiljer sig från varandra, speciellt om den rena stålytan exponeras. För koppar har emissionshastigheter uppmätta av He et al visat sig vara 2 till 3 gånger högre jämfört med mätningarna vid Trekanten. De höga halterna från äldre koppar har förklarats av upplagring av koppar före avrinning. En förklaring till de låga kopparhalterna uppmätta i Nybohov vid Trekanten kan förklaras med att kopparytan var ojämn och lutningen liten vilket medförde att vatten stannade kvar på ytan efter regn. Vid häftiga regn kan även avrinning ha gått förlorad när flödet översteg avrinningsanordningens kapacitet (Persson och Kucera, 1999).

Tabell 5.2 Emissionshastigheter för olika material i Stockholm (Persson och Kucera, 1999). Referensen Persson och Kucera avser Trekanten (se Bilaga 7) och referensen He et al. avser mätningar vid KTH i centrala Stockholm.

Material	Ålder (år)	Exponeringstid (veckor)	Emissionshastighet (g/m ²)	Referens
Koppar	35	52	0.77	Persson och Kucera , 1999
Förzinkat stål	Ny	52	2.88	Persson och Kucera , 1999
Zink	Ny	52	3.02	He et al, 1998
Zink	15	52	2.94	He et al, 1998
Zink	39	52	3.05	He et al, 1998
Koppar	Ny	48	1.3	He et al, manuskript
Koppar	40	48	2.1 ¹	He et al, manuskript
Koppar	100	48	1.9 ¹	He et al, manuskript

¹ Den högre emissionshastigheten förklaras delvis av upplagring av koppar före exponering.

Depositionsmätningarna utförda vid Trekanten kan jämföras med mätningar utförda i centrala Stockholm av Miljöförvaltningen 1988 (Miljöförvaltningen, 1988), 1995-96 (Miljöförvaltningen, 1998) och 1998-99 (Miljöförvaltningen, i manuskript). Samtliga mätresultat redovisas i Tabell 5.3. Mätningarna av koppar är mycket högre i Trekanten än vad som uppmättes 1988 och 1998-99. Mätningarna i Trekanten av kadmium är högre än i någon av mätningarna utförd av Miljöförvaltningen och för zink mitt emellan vad som uppmättes under 1995-96 och 1998-99. Blydeposition i Trekanten var lägre än Miljöförvaltningens värde från 1988 men högre än värdet från 1995-96 och 1998-99. Mätresultaten är beroende av använd provtagningsmetod (denna har varierat för de olika mätningarna), och därför är de presenterade mätresultaten inte helt jämförbara. Det finns osäkerheter i mätningarna från Trekanten eftersom dessa inte utfördes under ett helt år utan under 8 månader.

Tabell 5.3 Jämförelse mellan uppmätt deposition i Trekanten och Miljöförvaltningens mätningar i Stockholm.

Ämne	Centrala Stockholm 1988 (mg/m ² /år)	Centrala Stockholm 1995-96 (mg/m ² /år)	Centrala Stockholm 1998-99 (mg/m ² /år)	Nybohov 1 Trekanten (mg/m ² /år)
Koppar	2	---	2.5	15
Zink	11	33	25.6	27
Kadmium	0.2	0.09	0.098	0.3
Bly	10	3.4	3.0	5.2
Fosfor	---	---	---	---
PAH	---	---	---	---

5.2 Källmodellen

5.2.1 Bakgrunden till justeringarna av ursprungsmodellen

I Tabell 5.4 och 5.5 redovisas föroreningshalter och massflöden i provpunkterna A, B och C. Modellberäkningarna är i detta fall baserade på de ursprungliga modellparametrarna (se kapitel 4.2 och Tabell 4.1).

Tabell 5.4 Flödesproportionerliga föroreningshalter ($\mu\text{g/l}$) i provpunkt A, B och C. Mätdata (medelvärden) och data från ursprungsmodellen.

Ämne	Mät A	Ursprungsmodell A	Mät B	Ursprungsmodell B	Mät C	Ursprungsmodell C
Zn	50	150	140	91	190	185
Cu	610	892	280	170	315	201
Cd	0.14	0.34	0.22	0.40	0.31	0.40
Pb	8	17	21	19	28	21
P	185	97	255	65	330	57
PAH	0.15	4	-	6	0.7-3.2	8

Tabell 5.5 Massflöden beräknade i ursprungsmodellen för respektive provpunkt A, B och C.

Provpunkt	Område	Zn kg/år	Cu kg/år	Cd kg/år	Pb kg/år	P kg/år	PAH kg/år
A	1	0.2	1.4	0.001	0.03	0.15	0.01
B	1+2	1.4	2.7	0.01	0.31	1.04	0.10
C	1+2+3	6.1	6.6	0.01	0.68	1.90	0.27

Här har ursprungsmodellen använts till att uppskatta föroreningshalter och massflöden till sjön Trekanten. Den ursprungliga modellen är en helt teoretisk modell vars främsta syfte var att undersöka vilka åtgärder som har störst positiv effekt på dagvattenkvaliteten inom Hammarby Sjöstad. Ett annat syfte var att uppskatta dagvattnets föroreningsbelastning på årsbasis (Malmqvist et al., 1997). Ursprungsmodellen är således inte justerad mot uppmätta halter och flöden i området. Modellberäknade flöden, halter och mängder skilde sig i vissa fall avsevärt från uppmätta flöden och halter samt utifrån dessa beräknade mängder för Nybohov (se t ex Tabell 5.4) och Essingeleden, medan de i andra fall stämde relativt bra överens. I Tabell 5.6 visas för provpunkt A, B och C i Nybohov översiktligt hur ursprungliga modellvärden på halter och mängder skiljer

sig ifrån uppmätta halter och utifrån dessa beräknade mängder. + indikerar att modellvärden är höga jämfört med mätvärden och – indikerar att modellvärden är låga jämfört med mätvärden. () anger att modellvärden inte avviker så mycket från mätvärden och OK att modellvärden överensstämmer väl med mätvärden. De delvis stora skillnaderna mellan modellresultat och mätvärdesbaserade resultat för Nybohov men framförallt för Essingeleden (dessa resultat visas ej här) antyder att modellberäkningarna kanske kan förbättras med väl valda justeringar av ursprungsmodellen baserat på fler områdesrepresentativa antaganden och uppdaterad indata, t ex emissionskoefficienter. Dessutom sågs en stor risk att resultatet av ursprungsmodellen gällande framförallt koppar men även bly och zink inte var rättvisande eftersom bromsbelägg, såsom en bidragande kopparkälla men även zink- och blykälla, inte var korrekt infört i ursprungsmodellen. Specifika orsaker och beslut gällande lämpliga justeringar presenteras i kapitel 5.2.2

Tabell 5.6 Ursprungliga modellvärdens överensstämmelse med mätdata i provpunkterna A, B och C i Nybohov. + indikerar att modellvärdena är för höga (och bör sänkas). – indikerar att modellvärdena är för låga (och bör höjas).

område	Halt			Mängd		
	A	B	C	A	B	C
zink	++	-	OK	++	OK	+
koppar	+	--	-	(+)	--	(-)
kadmium	+	++	(+)	+	++	OK
bly	+	OK	(-)	+	+	OK
fosfor	--	--	--	--	--	--
PAH	++	++	++	++	++	++

5.2.2 Indata och justerade modellparametrar

De parametrar som har justerats i förhållande till den "ursprungliga modellen" är depositions- och emissionsdata, asfaltslitage, nederbörd och procentandel av föroreningsmängd som når dagvattenledning samt tillägg av källan bromsbelägg. Vid justering av modellparametrar har antagits att uppmätta halter i dagvatten och uppmätta dagvattenflöden är representativa för områdena och dessa har använts som riktvärden vid justering av modellen. Justeringarna av modellen har föregåtts av fördjupade litteraturstudier, diskussioner kring antaganden och testkörningar av modellen.

Depositions- och emissionsdata

Atmosfärisk deposition och emissioner uppmättes av Korrosionsinstitutet i Trekantens avrinningsområde för metallerna koppar, zink, bly och kadmium. Den uppmätta depositionsdata (under ca 8 månader, maj till december 1998) skilde sig i de flesta fall mycket från den depositionsdata som använts i ursprungsmodellen (baserad på Miljöförvaltningens mätningar i centrala

Stockholm, 1988, se kapitel 4 och Tabell 5.3). Utifrån litteraturstudier och testkörningar av modellen justeras koppar och bly till uppmätt deposition i Trekantens avrinningsområde. Zink och kadmium justeras efter de senaste depositions­mätningarna 1998-99 i Centrala Stockholm, se Tabell 5.3. PAH justeras efter beräknad deposition i PAH studie genomförd 1998-99 (Holmgren, 1999). Även den uppmätta emissions­hastigheten för koppar från kopparplåt och zink från omålad förzinkad plåt skilde sig mycket från antagande i ursprungs­modellen. Undersökningar medförde att zink justeras efter uppmätt emissions­hastighet i Trekanten. För koppar visade det sig att modellresultat över dagvattenhalter med den ursprungliga emissions­hastigheten överensstämde bättre med uppmätta halter. Detta trots den stora skillnaden mellan uppmätt emissions­hastighet och ursprungs­modellens emissions­hastighet (0.8 g/m² respektive 2.6 g/m²). Ingen justering gjordes därför av emissions­hastigheten för koppar. Flera av emissions­hastigheterna i ursprungs­modellen baseras på emissions­hastigheten av zink från omålad förzinkad plåt. Detta medför att justeringar av emissions­hastigheten av zink till ett lägre värde från omålad förzinkad plåt även medför sänkningar av emissions­hastigheten för bly och kadmium samt zink från målad förzinkad plåt.

Trafik

Avseende vägdagvatten från Essingeleden och Liljeholmen indikerar en jämförelse mellan mätdata och modelldata att indata i ursprungs­modellen ger för höga belastningar (kg/år) och halter (mg/l) för zink, koppar, kadmium, bly och PAH. För fosfor ger ursprungliga indata, liksom för Nybohov, för låga halter och mängder. För fosfor verkar ursprungs­modellen ha väsentliga brister varför hänsyn inte tas till fosfor vid justeringar av modellen. Andelen av dagvatten från trafikerad yta som går till dagvattenbrunn har justerats från 100% till 90%¹ utifrån antagandet att förluster sker. För delavrinnings­området Liljeholmen antas något större förluster ske på stora hårdgjorda ytor med pölbildning och andelen har där justerats till 80%. Utöver detta har justeringar gjorts för Essingeleden och Liljeholmen på den faktor som styr "damning av föroreningar" (hur stor andel som virvlas upp och transporteras bort från ytan). Denna damningsandel har för Essingeleden justerats från 40% till 85%² utifrån testkörningar av modellen och uppskattningar för aktuell sträcka i studie utförd av Stockholm Vatten (Ekvall, 1998) och för Liljeholmen som även det har vindutsatta trafikytor med hög hastighet är andelen justerad från 20% till 60%. Damningen för de övriga områdena är 20% i enlighet med ursprungs­modellen.

Förslitningen av bromsbelägg var inte inkluderat i ursprungs­modellen på ett misstag. Bromsbelägg har vid kemisk analys visat sig innehålla signifikanta

¹ I modellen i fil Indata_Omr.xls, rad 70

² I modellen Indata_Omr.xls, rad 55 och IndataAndra_Bygg.xls, rad 14

halter av koppar (95500 ppm³), zink (19500 ppm) och bly (15000 ppm) (Westerlund, 1998). Enligt denna undersökning utförd av SLB-analys, på uppdrag av Miljöförvaltningen i Stockholm och Naturvårdsverket, slits lätta fordons bromsbelägg 0,0156 g/km och tunga fordons 0,0905 g/km. Uppgifter om förslitning baserar sig på en uppskattning av efter hur många mil bromsbelägg byts och hur mycket de igenomsnitt har förslitits. Detta slitage ger ett årligt utsläpp av koppar i Stockholm på 4400 kg (Miljöförvaltningen, 1998) vilket kan ställas i relation till att den totala depositionen i Stockholm av Cu är 550 kg/år (Miljöförvaltningen, i manuskript) och att samtliga vattenrecipienter i Stockholm varje år tar emot 850-1450 kg koppar med dagvattnet (850 kg enligt Stockholm Vatten, i manuskript; och 1450 kg enligt beräkningar med dagvattenmodellen STORMTAC). Det finns förutom bromsbelägg andra betydande kopparkällor och den viktigaste är kopparkoppar. Bromsbelägg ger sannolikt en emission av mycket fina partiklar som kan transporteras långväga. Utifrån dessa fakta antas att maximalt 50% av mängden koppar till recipienterna kommer från bromsbelägg vilket skulle medföra, utifrån den årliga mängden koppar till recipienterna, att endast 10-15% av koppar från bromsbelägg når recipienterna och att 85-90% transporteras någon annanstans. Detta är troligtvis inte fallet vilket medför att i källmodellen antas slitaget bara vara hälften så stort jämfört med uppskattningen d v s 0.0078 g/km för lätta fordon och 0.0453 g/km för tunga fordon.

Asfaltslitaget har justerats ned 25% från 5 g/km för lätta fordon och 20 g/km för tunga fordon till respektive 3.75 g/km och 15 g/km. Justeringen gjordes utifrån hur stor mängd asfalt som slits totalt i Stockholm per år (ca 12000-15000 ton) (Stockholms konsult, 1998) jämfört med hur mycket som beräknas slitas i Trekantens avrinningsområde. Justeringen gjordes med hänsyn tagen till fordonssammansättningen.

Nederbördsdata

I ursprungsmodellen användes en schablonnederbörd för Stockholm på 600 mm/år. I den justerade källmodellen används istället den uppmätta nederbörden 574 mm/år. Den ursprungliga modellen tog inte hänsyn till avdunstning vilket kan förklara att modellberäkningarna resulterade i låga halter i relation till beräknade mängder, eftersom halterna beräknas utifrån mängder (kg/år) och ett stort flöde (m³/år) då ger låga halter. Med hänsyn taget till en avdunstning på 100 mm/år blir den justerade nederbörden 474 mm/år.

I Tabell 5.7 redovisas ursprungliga och justerade modellparametrar.

³ ppm = miljondel (parts per million)

Tabell 5.7 Ursprungliga värden respektive valda justeringar av modellparametrar.
 Urspr=ursprungliga och Just=justerade. Tomma rutor indikerar att modellparameter saknas
 alternativt att ingen justering av modellparametern har gjorts.

Källa	Cu		Pb		Zn		Cd		PAH		P	
	Urspr	Just	Urspr	Just	Urspr	Just	Urspr	Just	Urspr	Just	Urspr	Just
mg/m²/år												
Målad förzinkad plåt			0.12	0.087 ⁴	400	290 ³	0.004	0.0029 ⁴				
Omålad förzinkad plåt			1.2	0.87 ⁴	4000	2900 ¹	0.04	0.029 ⁴				
Koppar	2600											
Deposition	2	15 ²	10	5.2 ²	11	26 ⁶	0.2	0.01 ⁶	2.5	1.2	7.5	
halt i ppm												
Däck	250		5		15000	12000 ⁷	1.8		700	140		
Bromsbelägg	30600 ⁵	95500 ⁵		15000 ⁸		19500 ⁸						
Vägmateriel	28		18		63		0.16		10			
Motorolja	3		9		1000		0.1		200		-	
Biltvättvatten	1.4		1		9		0.03				1.2	
Urin, fekalier	1.1		0.018		10		0.01				1400	
Hundar, fåg.											1400	
Löv, frön											300 ²	

- 1 Baserar sig på Korrosionsinstitutets data från mätningar vid Trekanten.
- 2 Depositionsmätningar utförda av Stockholm Vatten vid Trekanten.
- 3 Uppskattat värde baserat på emissionsmätningar för omålad förzinkad plåt och antagande att 10% av de målade ytorna inte är täckta med färg.
- 4 Uppskattat värde baserat på emissionsmätningarna för omålad förzinkad plåt och bly- och kadmiuminnehållet i zinksiktet.
- 5 Denna parameter ingår inte i ursprungsmodellens beräkningar.
- 6 Nya depositionsmätningar i centrala Stockholm uppmätta 1998-99 (Miljöförvaltningen, i manuskript).
- 7 Lägsta halt enligt Hammarby Sjöstadsrapporten (Malmqvist et al, 1997).
- 8 Analyserade halter i bromsbelägg (Westerlund, 1998)

5.3 Materialflödesberäkningar med den justerade källmodellen

5.3.1 Nybohovsområdet

Detta avsnitt presenterar beräkningar av dagvattenflöden ($\text{m}^3/\text{år}$), föroreningshalter ($\mu\text{g}/\text{l}$) och föroreningsmängder ($\text{kg}/\text{år}$) som utförts med källmodellen med de justeringar som presenterats i kapitel 5.2.

Dagvattenflöden

I källmodellen beräknas dagvattenflöden utifrån nederbördsdata från SMHI's nederbördsstationer. I detta fall användes stationen Stockholm och den uppmätta nederbörden 574 mm under provtagningsåret (se Kapitel 5.1.1 Nederbörd). För att kompensera för avdunstning har nederbörden reducerats med 100 mm och i källmodellen används nederbörden 474 mm. För att beräkna flödet multipliceras detta nederbördsvärde med den reducerade arean från respektive område. Den reducerade arean erhöles genom att den verkliga arean multipliceras med uppskattad andel (fältinventering) av dagvattnet som når dagvattenledningen.

De för den studerade ettårsperioden beräknade dagvattenflödena från mätpunkt A (se kapitel 3.1 Dagvatten) är $1255 \text{ m}^3/\text{år}$, från punkt B $12409 \text{ m}^3/\text{år}$ och för punkt C (hela Nybohovsområdet) $25238 \text{ m}^3/\text{år}$.

Föroreningshalter och Massflöden

I Tabell 5.8 redovisas halter för respektive provpunkt A, B och C beräknade på årsbasis. I Tabell 5.9 redovisas beräknade massflöden. Halterna och mängderna av fosfor beräknade med källmodellen avviker kraftigt från uppmätta halter och utifrån dessa beräknade mängder. Inga av de justeringsåtgärder som vidtagits har lett till ett bättre resultat gällande fosfor (jämfört med ursprungsmodellen), varför källmodellens fosforresultat endast presenteras i Bilaga 12.

Tabell 5.8 Halter beräknade ur källmodellen för respektive provpunkt A, B och C.

Provpunkt	Område	Zn	Cu	Cd	Pb	P	PAH
		$\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l}$
A	1	175	1160	0.21	11	*	3
B	1+2	130	250	0.29	16	*	4
C	1+2+3	220	305	0.30	18	*	5

*Den beräknade fosforhalten är inte trovärdig varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12.

Tabell 5.9 Massflöden beräknade i källmodellen för respektive provpunkt A, B och C.

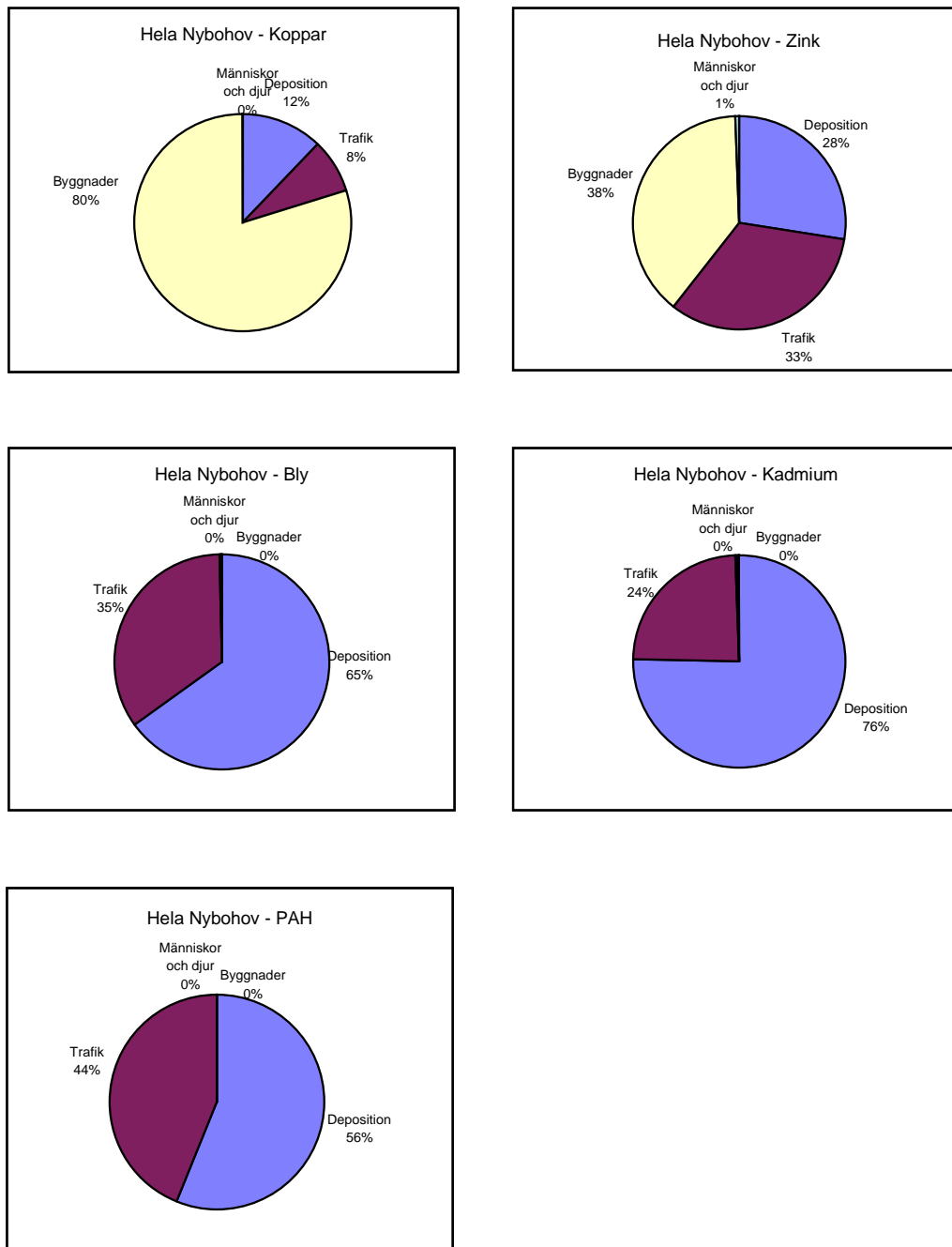
Provpunkt	Område	Zn	Cu	Cd	Pb	P	PAH
		kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
A	1	0.2	1.4	0.00025	0.015	*	0.003
B	1+2	1.6	3.1	0.0035	0.20	*	0.050
C	1+2+3	5.5	7.7	0.0075	0.45	*	0.12

*Det beräknade massflödet för fosfor är inte trovärdigt varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12.

Fördelning av utsläpp mellan källor i Nybohov

För varje delavrinningsområde har totalt producerade mängder och årliga massflöden av de studerade ämnena beräknats efter justerade modellparametrar. I Figur 6.1 presenteras fördelningen av källor för hela området Nybohovsbergen (provpunkt C). I kategorin Trafik ingår inte utsläpp via avgaser utan denna källa återfinns under Atmosfärisk deposition (för utförligare beskrivning av kategorier se Kapitel 4). Resultaten utgör en bra grund för att förstå vilka de viktigaste källorna är, och vilka åtgärder som kan vara effektivast.

Modellberäkningarna för Nybohov indikerar att byggnadsmaterial är den dominanta källan för koppar och en viktig källa för zink (tak och installationer). Trafik är en viktig källa för PAH, bly och zink. Eftersom Nybohov ligger mellan två motorvägar så utgör dock en del av källan trafik en del av det atmosfäriska nedfallet. Atmosfäriskt nedfall är den största källan för kadmium, PAH och bly.



Figur 5.7 Källor till koppar, zink, bly, kadmium och PAH i hela området Nybohov.

5.3.2 Jämförelse mellan mätdata och resultat från den justerade källmodellen

Vid jämförelse av mätvärden med utdata från beräkningar med ursprungsmodellen respektive källmodellen har källmodellen generellt resulterat i en bättre överensstämmelse utifrån förutsättningen att modellen skall fungera både för bostadsområden och trafikområden. Denna förutsättning medför dock inte att alla enskilda värden har förbättrats men de har inte heller försämrats anmärkningsvärt jämfört med den ursprungliga modellen. Massflöden och halter av koppar, zink och bly kan efter justeringarna även anses vara mer tillförlitliga efter det att bromsbelägg, såsom en betydande kopparkälla men även en källa för zink och bly, inkluderats i källmodellen. I Kapitel 5.3.2.1 och 5.3.2.2 jämförs resultat från källmodellberäkningar med mätvärdesbaserade resultat för områdena Nybohov och Essingeleden.

5.3.2.1 Nybohov

Vid en jämförelse av mätresultat med modellresultat efter justeringar (redovisade i Kapitel 5.2) framgår att justeringarna till stor del resulterat i en bättre överensstämmelse mellan de både beräkningsmetoderna. I stora drag har bl a källmodellberäknade mängder för samtliga metaller inom Nybohov ytterligare närmare sig beräknade mängder utifrån uppmätta halter och flöden. Dessutom har modellresultatet för PAH väsentligt förbättrats. Flödet för hela Nybohovsområdet (provpunkt C) beräknas i källmodellen till 25238 m³/år vilket överensstämmer väl med det uppmätta flödet 25610 m³/år (inkl. korrigeringar för perioder med saknade mätvärden), d v s 1% avvikelse. Beräknat flöde för punkt A (område 1) är 1255 m³/år jämfört med uppmätt 1848 m³ (30% avvikelse). Beräknat flöde för punkt B (område 1+2) är 12409 m³ jämfört med uppmätt 13140 m³ (5% avvikelse).

I Tabell 5.10 jämförs uppmätta halter med källmodellen beräknade halter för Nybohov. Generellt överensstämmer årsmedelkoncentrationerna för metaller relativt bra mot uppmätta halter. För provpunkt A är de beräknade halterna av Zn och Cu dock höga. Att överensstämmelsen är sämst för punkt A (Nybohov 1) kan bl a bero på att dagvattenflödet sannolikt är underskattat (enligt jämförelser med resultat från dagvattenmodellen STORMTAC (Larm och Holmgren, 1999)).

Modellresultat för fosfor men även PAH avviker väsentligt från mätdata för samtliga områden. Den uppmätta fosforhalten för provpunkt C är mycket högre än den beräknade fosforhalten i källmodellen (se Bilaga 12). Den uppmätta fosforhalten i Nybohov är i samma storleksordning som tidigare uppmätts i dagvatten från andra bostadsområden (se sammanställning i Larm, 1997). Källmodellen underskattar således fosforhalten även efter justeringar av den ursprungliga modellen, vilket tyder på att det finns fosforkällor som är oidentifierade (t ex gödsling av grönområde och rengöring av en plaskdamm), alternativt att modellparametrarna är fel. För PAH överskattar källmodellen PAH-belastningen vilket tyder på att modellparametrarna är för högt tilltagna. Faktorn

för PAH bör hanteras försiktigt eftersom provtagningen endast skett under tre tillfällen (ett för punkt A och två för punkt C) varför PAH-resultaten därför är osäkra.

Tabell 5.10 Flödesproportionerliga föroreningshalter ($\mu\text{g/l}$) i provpunkt A, B och C. Mätdata (medelvärden) och data från den justerade källmodellen.

Ämne	Mät A	Källmodell A	Mät B	Källmodell B	Mät C	Källmodell C
Zn	50	175	140	130	190	220
Cu	610	1160	280	250	315	305
Cd	0.14	0.21	0.22	0.29	0.31	0.30
Pb	8	11	21	16	28	18
P	185	*	255	*	330	*
PAH	0.15	3	-	4	0.7-3.2	5

*Den beräknade fosforhalten är inte trovärdig varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12

Tabell 5.11 presenterar skillnaden mellan beräknade mängder och mängder uppskattade från mätdata. Pb, Cd, Cu och Zn visar god överensstämmelse mellan mängder från mätningar och modellberäknade mängder. Eftersom det redan är konstaterat att källmodellen visar brister i att beräkna trovärdig fosforbelastning (se resonemang kring modellberäknade fosforhalter ovan) presenteras övriga beräkningsresultat för fosfor i Bilaga 12. Även den beräknade PAH-belastningen är mycket osäker då beräknade värden är högre än uppmätta värden. Men eftersom både mätvärdesbaserade resultat och modellberäknade resultat är förknippade med osäkerhet kan källmodellresultaten för PAH varken helt verifieras eller förkastas.

Tabell 5.11 Dagvattenflöde ($\text{m}^3/\text{år}$) och föroreningsbelastning ($\text{kg}/\text{år}$) från area C (hela Nybohovsområdet). Resultat från mätningar och modellberäkningar.

Provpunkt C	Flöde	Zn	Cu	Cd	Pb	P	PAH
	$\text{m}^3/\text{år}$	$\text{kg}/\text{år}$	$\text{kg}/\text{år}$	$\text{kg}/\text{år}$	$\text{kg}/\text{år}$	$\text{kg}/\text{år}$	$\text{kg}/\text{år}$
Mätdata	25300	5	8	0.008	0.7	8	0.05
Källmodell	25240	5.5	7.7	0.007	0.5	*	0.12

*Det beräknade massflödet av fosfor är inte trovärdigt varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12

5.3.2.2 Essingeleden

Flödesproportionerlig provtagning på vägdragvattnet från Blommensbergsviken, Essingeleden, togs vid 32 tillfällen under maj 1996 till september 1997 (Ekvall, 1998). Den studerade vägsträckan är 300 meter lång och vägytan upptar ca 0.9 hektar. Trafikbelastningen är ca 110 000 fordon/dygn. Medelhalterna redovisas i Tabell 5.12. I samma tabell jämförs nämnda halter med källmodellens uppskattade föroreningshalter för område 7, som till 92% utgörs av Essingeledens vägyta (se Tabell 2.1 och områdesbeskrivningen i kapitel 2.1.2).

Justering av modellen enligt Kapitel 5.2 medförde för Essingeleden att överensstämmelsen förbättrades mellan modellberäknade flödesvärden med uppmätt flöde. Resultatet blev även bättre avseende mängden av samtliga parametrar förutom fosfor vilken oförändrat överensstämmer dålig med mätdata, fosfor presenteras i Bilaga 12. De höga uppmätta fosforhalterna i dagvattnet från motorvägen är intressanta i sammanhanget, men svåra att förklara. Bilvårdsprodukter, såsom rengöringsmedel och vaxer, kan vara tänkbara fosforkällor som inte inkluderats i modellen.

Tabell 5.12 Tidigare uppmätta föroreningshalter från Essingeleden (Ekvall, 1998) jämförs med källmodellens beräkningar.

Essingeleden	Zn	Cu	Cd	Pb	P	PAH
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Mätdata	944	135	0.9	56	300	2.3
Källmodell	830	280	0.4	69	*	25

* Den beräknade fosforhalten är inte trovärdig varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12

I Tabell 5.13 jämförs uppskattad föroreningsbelastning från mätdata med från källmodellresultaten. Flödet 4740 m³/år är översiktligt uppskattat från en avrinningskoefficient på 0.85, nederbörden 620 mm (uppskattad medelnederbörd enligt Larm, 1996) och arean 0.9 hektar. Det flödet och uppmätta halter enligt Tabell 5.12 har använts för att beräkna föroreningsbelastningen från mätdata, se Tabell 5.13. (Med källmodellen uppskattas flödet till 4220 m³/år för område 7.)

Tabell 5.13 Föroreningsbelastning (kg/år) från Essingeleden. Resultat från mätningar och modellberäkningar.

Essingeleden	Zn	Cu	Cd	Pb	P	PAH
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
Mätdata	4.5	0.6	0.004	0.3	1.4	0.01
Källmodell	3.5	1.2	0.0018	0.3	*	0.11

* Det beräknade massflödet av fosfor är inte trovärdigt varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12

De modellberäknade Cu- och PAH-massflöden, redovisade i Tabell 5.13, är högre än motsvarande mätvärdesbaserade massflöden. Massflödet av Cd och Zn enligt källmodellen är däremot lågt jämfört med mätdata. Detsamma gäller även fosfor, se Bilaga 12. Mer kunskap behövs för att bättre kunna kvantifiera olika fosforkällor (se även resonemang under kapitel 5.3.2.1. Avseende vägdagvattnet från Essingeleden indikerar en jämförelse mellan mätdata (Ekvall, 1998) och modellberäkningar att källmodellen inte ger lika bra resultat för Essingeleden som den gjorde för bostadsområdet Nybohov.

5.3.3 Samtliga urbana tillrinningsområden

Dagvattenflöden, föroreningshalter och massflöden

I Tabell 5.14 och 5.15 redovisas dagvattenflöden, halter och föroreningsmängder efter justeringar av ursprungsmodellen (d v s källmodellberäkningar) avseende alla kartlagda tillrinningsområden till Trekanten; Liljeholmen, Katrineberg, Gröndal och Essingeleden och Nybohov.

Tabell 5.14 I den justerade källmodellen beräknade flöden (m³/år) och halter (µg/l) för respektive delavrinningsområde.

Område	Flöde m ³ /år	Zn µg/l	Cu µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	P µg/l	PAH µg/l
Liljeholmen (4)	16889	430	160	0.3	40	*	13
Katrineberg (5)	20198	340	90	0.3	20	*	7
Gröndal (6)	14572	480	80	0.3	20	*	7
Essingeleden (7)	4220	830	280	0.4	70	*	25
Nybohov (1-3)	25238	220	305	0.3	20	*	5

**Den beräknade fosforhalten är inte trovärdigt varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12.*

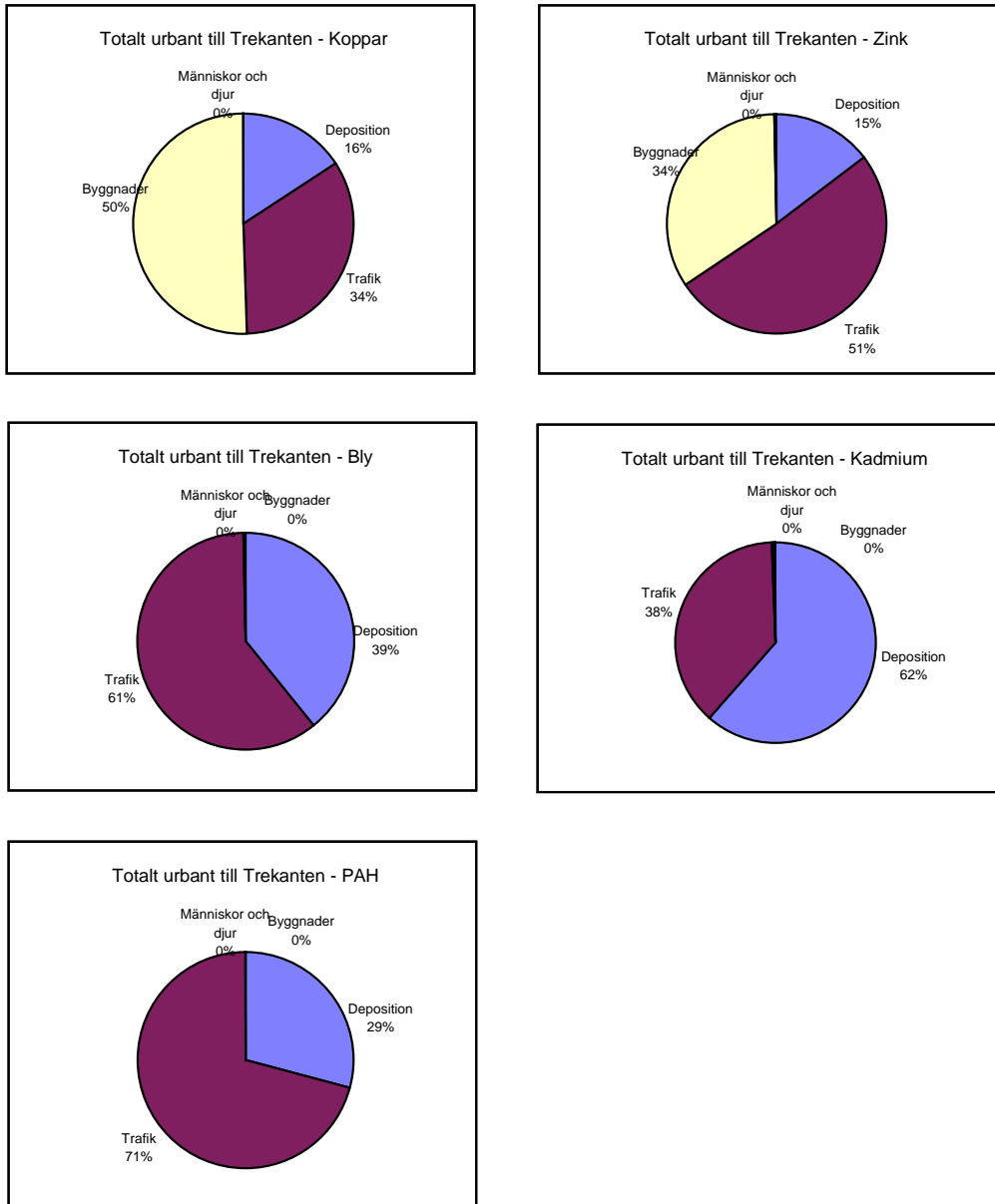
Tabell 5.15 I den justerade källmodellen beräknade mängder (kg/år) för respektive delavrinningsområde till Trekanten och för hela det studerade avrinningsområdet.

Område	Zn kg/år	Cu kg/år	Cd kg/år	Pb kg/år	P kg/år	PAH kg/år
Liljeholmen (4)	7.3	2.8	0.005	0.7	*	0.2
Katrineberg (5)	6.8	1.8	0.006	0.5	*	0.1
Gröndal (6)	6.9	1.2	0.005	0.4	*	0.1
Essingeleden (7)	3.5	1.2	0.002	0.3	*	0.1
Nybohov (1-3)	5.5	7.7	0.007	0.5	*	0.1
Totalt	30	15	0.025	2.4	*	0.6

*Det beräknade massflödet av fosfor är inte trovärdigt varför resultatet endast presenteras i Bilaga 12.

Fördelning av utsläpp mellan källor i samtliga urbana tillrinningsområden

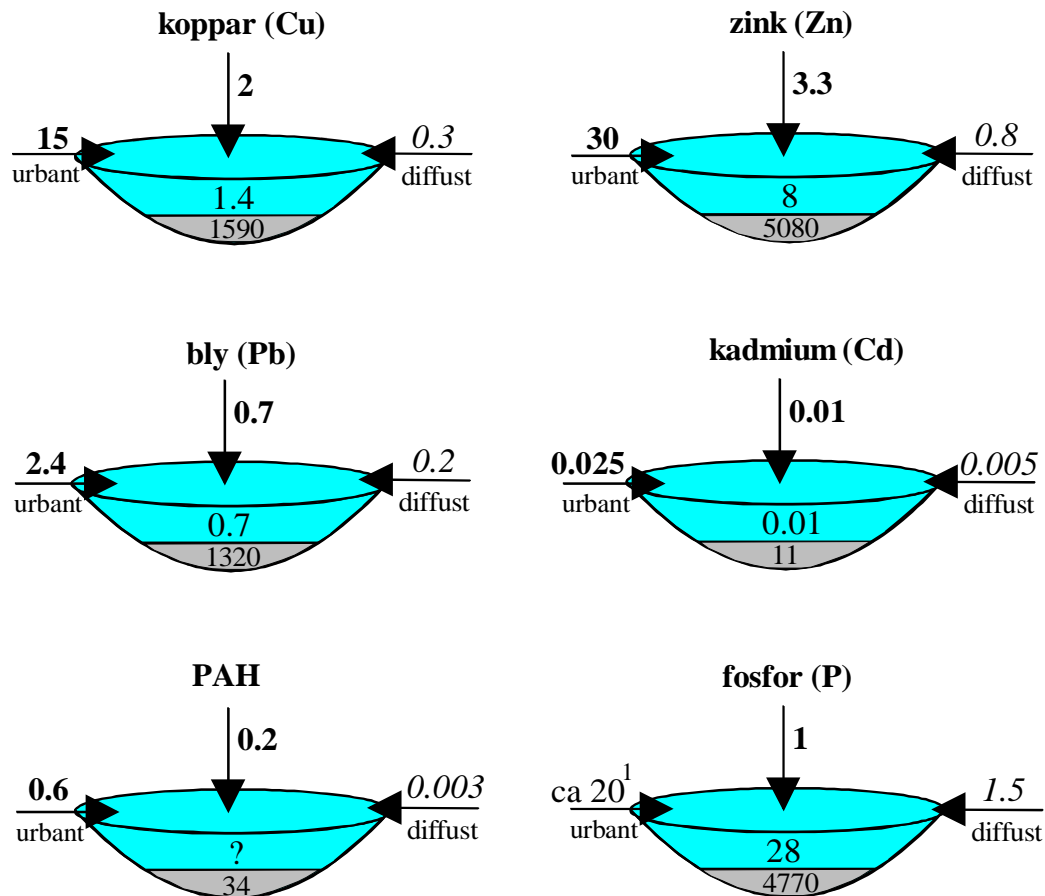
För de 7 urbana tillrinningsområdena till sjön Trekanten skiljer sig fördelningen mellan källorna jämfört med fördelningen i Nybohov (se Figur 5.7). Trafik är totalt sett den största källan för alla ämnen utom kadmium och koppar. För kadmium är deposition den största källan. Deposition är även en väsentlig källa för bly och PAH samt en något mindre källa för zink och koppar. I Nybohov dominerades kopparutsläppen av byggnader vilket också är fallet för det totala urbana tillrinningsområdet. I Bilaga 9 redovisas fördelningen av källor för respektive tillrinningsområde.



Figur 5.8 Källor till koppar, zink, bly, kadmium och PAH i samtliga urbana tillrinningsområden till Trekanten.

5.3.4 Totalt uppskattade föroreningsmängder till och i sjön

I Figur 5.9 presenteras de totala föroreningsmängder som beräknats komma till sjön Trekanten med dagvattnet (urbant och diffust från sjöns omgivande mark) och som atmosfäriskt nedfall (torr- och våtdeposition). I figuren är även föroreningsmassan i sjövattnet och i sjösedimenten uppskattade.



Figur 5.9 Uppskattade massflöden (kg/år) till sjön Trekanten och massa (kg) i sjövattnet och sjösedimenten (0-20 cm). Källmodell (fet stil), mätdata (normal stil) och modellen STORMTAC (kursiv stil). Metallhalter i sjösedimenten har erhållits från Ekvall (1999). ¹) Fosforvärdet är uppskattat från mätdata och schablonhalter (Larm, 1996).

De massflöden som inkluderas i Figur 5.9 avser den föroreningstransport (kg/år) som avrinner från de urbana områdena ("1-7", se Tabell 2.1), diffust från sjöns omgivande mark ("Diffus", se Tabell 2.1) och via atmosfäriskt deposition direkt på sjöyta.

Föroreningsbelastningen (kg/år) från de urbana områdena i figuren utgör resultat av beräkningar med källmodellen, se Tabell 5.15.

En uppskattning av urban belastning utifrån mätdata (multiplikation av det urbana värdet i Figur 5.9 med förhållandet mellan mätdata och modelldata för punkt C i Nybohov i Tabell 5.11) har utförts för att överslagsmässigt uppskatta värdenas osäkerheter. Detta förutsätter samma förhållande mellan mätdata och modelldata för hela det urbana tillrinningsområdet till Trekanten som i Nybohovsområdet. Detta ger andra värden för koppar (16 kg istället för 15 kg), zink (27 kg mot 30 kg), bly (3.4 kg mot 2.4 kg), kadmium (0.027 kg mot 0.025 kg), PAH (ca 0.25 kg mot 0.6 kg) och fosfor (21 kg mot 5 kg⁴). En kompletterande jämförelse av fosforbelastningen uppskattad från mätdata och schablonhalter (Larm, 1996) ger värden mellan 17-35 kg. Överslagsmässiga beräkningar av den urbana belastningen har även utförts med dagvattenmodellen STORMTAC. Dessa ger 10 kg koppar, 24 kg zink, 4 kg bly, 0.11 kg kadmium, 0.2 kg PAH och 27 kg fosfor.

Avseende koppar ger källmodellen en något underskattad belastning gentemot mätdata men en överskattning mot STORMTAC. Dessa jämförelser indikerar vidare att källmodellen överskattar zinkbelastningen (med faktorn 0.8-0.9) och PAH-belastningen (med faktorn 0.3-0.4). Uppskattningarna avseende PAH är osäkra eftersom det finns för få mätdata att jämföra med. De indikerar också att källmodellen underskattar blybelastningen (med faktorn 1.4-1.7), kadmiumbelastningen (med faktorn 1.1-4.4) och fosforbelastningen (med faktorn 3-5). Jämförelserna baserar sig på osäkra data och kan bara användas i syfte att få en ungefärlig uppskattning av källmodellens osäkerheter.

Föroreningsbelastningen (kg/år) från sjöns omgivande mark (mest naturmark, men även en del hårdgjorda ytor) har beräknats med dagvattenmodellen STORMTAC. STORMTAC utgår från schablonvärden för olika markanvändning. Detta avser avrinningskoefficienter och föroreningshalter för beräkning av dagvattenflöden och föroreningsbelastning. Dagvattenmodellen kan även användas för dimensionering av dagvattenreningsanläggningar. För en mer detaljerad beskrivning av STORMTAC hänvisas till Larm och Holmgren (1999).

Föroreningsbelastningen (kg/år) via atmosfärisk deposition har beräknats utifrån samma depositionsdata som använts i källmodellen (enhet mg/m²/år) och utifrån sjöytan $0.13 \times 10^6 \text{ m}^2$ (Larm, 1996).

Föroreningsmassan (kg) i sjövattnet har beräknats ur medianvärden över uppmätta halter i sjön (för fosfor från provtagningar utförda av Stockholm Vatten under 1998 och för övriga föroreningar från undersökningar av Uppsala universitet och Miljöförvaltningen under 1996). Sjövolymen 0.5×10^6 har använts (Larm, 1996).

Fosformassan (kg) i sjösedimentens översta 20 cm har uppskattats från provtagningar under 1989 (Pettersson och Waara, 1990, referens: Larm, 1996).

⁴ Fosforbelastningen enligt källmodellen redovisas i Bilaga 12.

Beräkningsmetodik och övriga föroreningsmassor i sjösedimenten har erhållits från Ekvall (1999) som utgår från sedimentprovtagning under 1996.

Figur 5.9 visar att föroreningsmassan i Trekantens sediment är stor jämfört med årligt inkommande föroreningsmängder. Detta kan förklaras av tidigare industriell verksamhet, t ex färgfabrik och garveri (Ekvall, 1999). Den största föroreningsbelastningen på sjön kommer via dagvattnet från sjöns urbana tillrinningsområden.

6 Åtgärder

I detta kapitel redovisas först olika typer av åtgärder som har införts i den justerade källmodellen. Därefter presenteras några scenarier under vilka olika kombinationer av åtgärder samlas. Med hjälp av källmodellen har dessa åtgärds-scenarier simulerats. Resultaten av denna simulering redovisas i form av stapel-diagram. I dessa framgår den belastning uttryckt i kg/år som genereras för respektive scenario.

Någon beräkning av kostnadseffektivitet har ej utförts. Resultaten kommer direkt från källmodellen och förutsätter att källorna är riktigt kartlagda och inlagda i källmodellen, samt att modellparametrar såsom emissionsvärden och uppskattade andelar som går till dagvatten är riktiga/rimliga.

6.1 Presentation av förbättringsåtgärder

6.1.1 Bättre tak - alternativ 1

80 % av alla takytor som består av plåt byts till tegel, asfalteras eller målas. Med tegel och asfalt förstås material som avger betydligt mindre mängder metall jämfört med koppar och förzinkade ytor. Resterande zinkplåt målas och underhålls regelbundet, varpå zinkutsläppet kan reduceras till en tiondel. Resterande kopparytor förblir obehandlade. Denna åtgärd påverkar endast dagvattnet från bostadskvarter och verksamhetsområden eftersom vi inte har några byggnader inom typområde trafik.

6.1.2 Metallytor målas - alternativ 2

Genom att måla konstruktionsmaterial av galvaniserat stål såsom stolpar, räcken o dyl, reduceras förlusten av korrosionsprodukter till en tiondel av den för omålad zink och koppar. Detta gäller alla typområden.

6.1.3 Bättre gatuhållning - alternativ 3

Bättre gatuhållning genomförs på alla gator och vägar. Gatusopningsfrekvensen ökas till 2 gånger per vecka (gatusopningsfrekvensen är idag ca 2 gånger per år enligt Mats Jaxgård, Stadsdelsförvaltning Liljeholmstorget) och rännstensbrunnarna förses med filterinsatser för borttagning av olja mm. Med sugande sopmaskiner beräknas detta ge en halvering av föroreningsbelastningen. I denna åtgärd inkluderas även ett förbud mot biltvätt på gatan och på parkeringsplatser. Åtgärden påverkar alla typområdena. Till skillnad från övriga åtgärder vid källan, innebär detta alternativ inte att den alstrade mängden föroreningar minskas.

6.1.4 Minskad trafik - alternativ 4

Trafiken i området antas halveras. Trafikarbetet baseras på trafikräkning, samt antagandet att bilarna i medeltal kör till en eventuell större parkeringsplats eller halva sträckan av en lokalgata. Åtgärden behöver inte enbart ses som att trafiken minskar, utan kan även bestå i att fordonsparken blir bättre. Om utsläppen per fordonskilometer halveras, exempelvis genom bättre däck, mindre emissioner från motorerna eller mindre spill, så ger det samma effekt som en halvering av trafiken. Åtgärden påverkar endast trafikområdena.

6.1.5 Bättre gatubeläggning - alternativ 5

Beläggingsmaterialet på gator och vägar byts från asfalt till betong. Åtgärden påverkar endast trafikområdena.

6.1.6 Infiltration - alternativ 6

Dagvattnet från bostads- och verksamhetsområdena infiltreras till 100%. Ingen del av dagvattnet från trafikområdena infiltreras. Detta är inte genomförbart i Nybohov eftersom mängden genomsläpplig mark är liten. Däremot skulle vattnet kunna ledas till parkområdet vid sjön Trekanten.

6.1.7 Dammar - alternativ 7

Allt dagvatten som leds ut till recipienten från trafikområdena genomgår behandling i dammar i vilka 50% av föroreningsbelastningen uppskattas kunna avskiljas.

6.1.8 Bättre luft - alternativ 8

Framtida åtgärder kommer att minska luftföroreningarna vilket innebär att depositionen av föroreningar minskar. Beräkningen baseras på att det atmosfäriska nedfallet halveras och att emissionshastigheten minskar med hälften.

6.2 Presentation av åtgärdsscenarioer

De olika åtgärderna som beskrivs har indelats i scenarierna 0-4.

6.2.1 Scenario 0

Scenario 0 beskriver dagens situation i området. Dagvattnet avleds i det konventionella ledningsnätet och når Trekanten utan reningsåtgärder.

6.2.2 Scenario 1 - Åtgärder vid källan

Detta scenario kombinerar åtgärder som antingen minskar flödet av ett ämne vid källan, såsom målning av galvaniserade lyktstolpar, eller avlägsnar föroreningar

från dagvattensystemet, såsom förbättrad gatuhållning. Scenariet omfattar den sammanlagda effekten av alternativ 1-5 (se kapitel 6.1), dvs bättre tak, målning av metallytor, bättre gatuhållning, minskad trafik/bättre fordon samt bättre gatubeläggning.

6.2.3 Scenario 2 - Åtgärder vid källan och i dagvattensystemet

Scenario 2 omfattar den sammanlagda effekten av alternativ 1-7 d v s förutom bättre tak, målning av metallytor, bättre gatuhållning, minskad trafik/bättre fordon och bättre gatubeläggning, även infiltration av dagvattnet från bostads- och verksamhetsområden samt behandling av dagvattnet från trafikområdena i dammar.

6.2.4 Scenario 3 - Minsta möjliga belastning - åtgärder på lång sikt

Scenario 3 omfattar den sammanlagda effekten av alternativ 1-8 d v s utöver den sammanlagda effekten i scenario 2, antas även att nedfallet av de studerade ämnena över Trekantenområdet halveras till år 2015. Det sistnämnda uppnås, dels genom att de fjärrtransporterade ämnena minskar i och med att de åtgärder som beslutats i internationella överenskommelser börjar få effekt, dels genom att bidragen från trafiken i Storstockholm minskar i och med lägre bränsleförbrukning och bättre avgasrening. Detta har antagits innebära dels att det direkta bidraget från torrt och vått nedfall halveras, dels att emissionen minskar till hälften. Dessa antaganden är naturligtvis mycket osäkra men bedöms vara rimliga och utgöra en bas för den fortsatta diskussionen.

6.2.5 Scenario 4 - Åtgärder på kort sikt

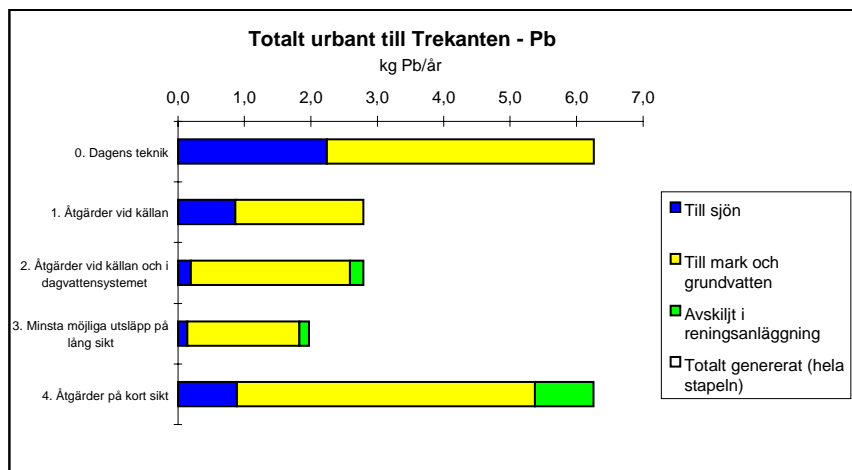
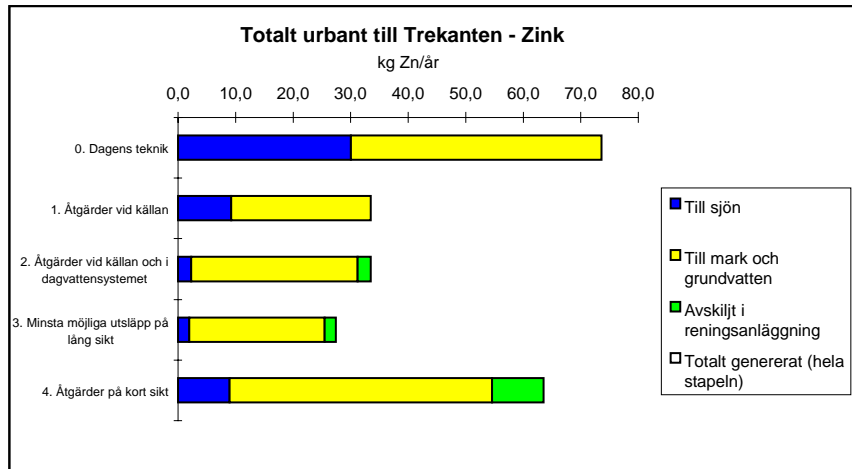
Scenario 4 består av åtgärder som kan vidtas lokalt på kort sikt. Åtgärderna som föreslås är bättre tak, målning av metallytor, infiltration av dagvatten från bostads- och verksamhetsområden, samt behandling av dagvattnet från trafikområdena i dammar. Scenariet omfattar således den sammanlagda effekten av alternativ 1, 2, 6 och 7.

6.3 Simulering av åtgärdsscenarioer

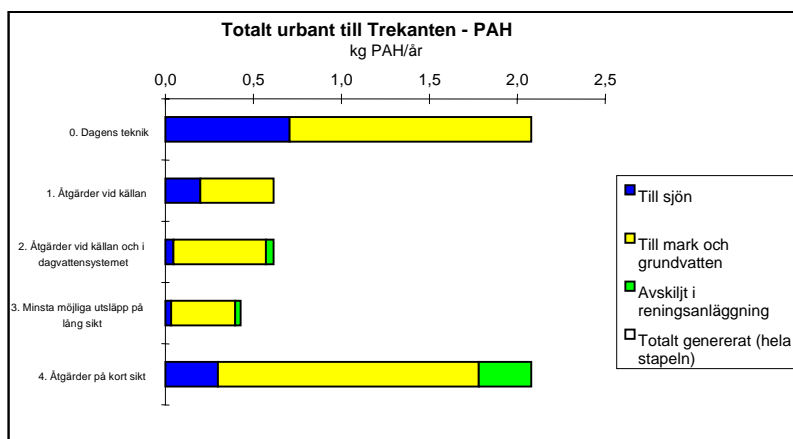
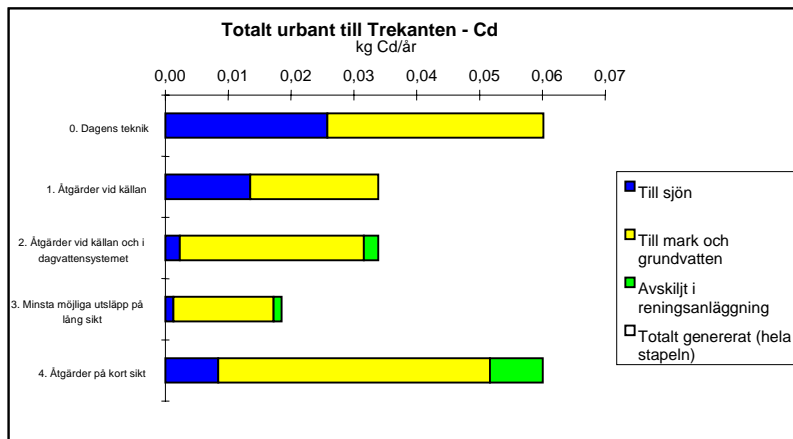
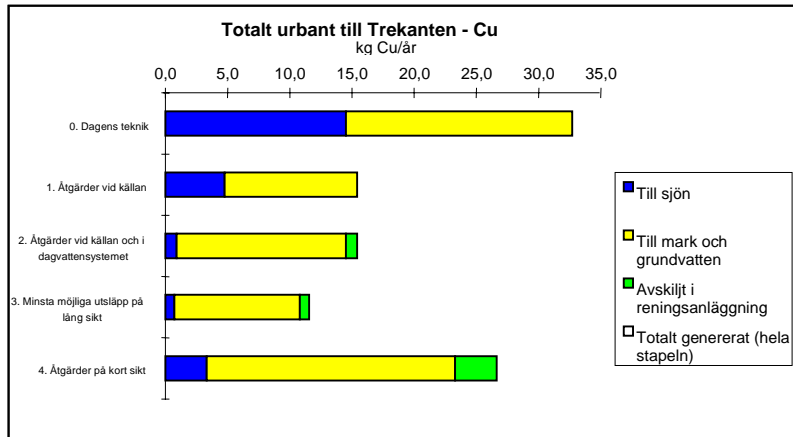
De olika åtgärdsscenarioerna har simulerats i källmodellen. Resultaten redovisas i Figur 6.1 och 6.2. Stapeldiagrammen visar hur stor föroreningsbelastning i kg/år som genereras totalt för respektive scenario från de studerade områdena (Nybohov, Liljeholmen, Katrineberg, Gröndal och Essingeleden) som sammanlagda benämns "Totalt urbant till Trekanten". Det framgår också hur stor del av denna mängd som beräknas nå sjön Trekanten, hur mycket som avskiljs i föreslagna reningsanläggningar och hur mycket som hamnar i mark och grundvatten.

Det bör påpekas att mängden totalt genererat är i diagrammen ca 2.5 kg för lågt för zink, 1.4 kg för lågt för Pb och 8.5 kg för lågt för koppar. Detta beror på att det i källmodellen inte finns en styrning av andel av mängden som går till recipient respektive mark för varje källa. För bromsbelägg som genererar mycket fina partiklar antas en större del dammas bort, speciellt för Essingeleden och Liljeholmen, än vad som generellt är antaget för de andra trafikrelaterade källorna, se Kapitel 4. Detta medför att det enda sättet att simulera större damning för bromsbelägg är att sänka själva slitaget. Detta påverkar inte modellresultaten på något annat sätt än just mängderna total genererat i Trekantens avrinningsområde.

I simuleringarna har inte heller hänsyn tagits till att det vid Essingeleden idag finns en reningsanläggning i form av en oljeavskiljare som tar 0,9 ha av detta område. Enligt undersökningar av Stockholm Vatten avskiljer denna ca 9-14% av tungmetaller, ca 17% av suspenderat material och ca 11% av olja (Ekvall, 1998). Detta medför i Scenario 0 en överskattning av belastningen på ca 1 % för samtliga parametrar.



Figur 6.1 Stapeldiagram över resultat för zink och bly från simuleringar av åtgärdsscenario 0-4 för hela det studerade urbana tillrinningsområdet till Trekanten. Med "reningsanläggning" avses infiltrationsytor och dammar.



Figur 6.2. Stapeldiagram över resultat för koppar, kadmium och PAH från simuleringar av åtgärdsscenario 0-4 för hela det studerade urbana tillrinningsområdet till Trekanten. Med "reningsanläggning" avses infiltrationsytor och dammar.

Scenario 0 som beskriver dagens situation visar att av de totala utsläppen i Trekantens undersökta tillrinningsområden transporteras ca 40% av metallerna till sjön och ca 60% till mark och för fosfor och PAH går ca 30% till sjön och 70% går till mark och grundvatten.

Resultaten av simuleringarna visar bland annat att åtgärder vid källan (Scenario 1) kan reducera den totala belastningen i Trekantenområdet av koppar, kadmium, zink och bly med 50-55% medan PAH-belastningen minskar 75% och fosforbelastningen inte minskar alls. Ser man till belastningen på sjön innebär detta scenario att belastningen av samtliga ämnen minskar med mellan 60-80%, förutom fosfor som inte påverkas alls. Scenario 2 (åtgärder vid källan och i dagvattenssystemet) och Scenario 3 (minsta möjliga utsläpp på lång sikt) reducerar belastningen på sjön med ca 90% för samtliga ämnen. Scenario 4 (åtgärder på kort sikt) minskar inte nämnvärt den totala belastningen i Trekantenområdet för något ämne utan belastningen omfördelas så att den minskar på sjön med minst 60% för samtliga ämnen och ökar något på mark och grundvatten samt att avskiljningen i reningsanläggningar ökar.

7 Diskussion och slutsatser

Mätning och provtagning

Automatisk flödesmätning och nederbörds-mätning, samt flödesproportionell provtagning har utförts på dagvatten från Nybohovsområdet under en ettårs-period 1998/99. Tillsammans med emissionsmätningar, depositions-mätningar och en detaljerad materialinventering innebär detta ett relativt omfattande underlag för att studera materialtransport och föroreningarnas källor.

Det visade sig att uppmätta dagvattenflöden var normala, möjligen något låga, jämfört med liknande fallstudier. Provtagningarna uppvisade normala halter av bly och zink, relativt låga kadmiumhalter och höga halter särskilt av koppar, men också av fosfor. PAH-halten verkar vara i samma storleksordning som de man uppmätt i andra studier. Men då det egentligen finns mycket få andra undersökningar av PAH-halten i dagvatten och då dessutom PAH-halterna i Nybohovsområdet baseras på mycket få provtagningar, är det svårt att göra en tillförlitlig jämförelse.

Det finns en viss indikation på att föroreningshalterna i dagvattnet avtar med tiden från provtagningsstarten under februari 1998 till slutet under januari 1999, undantaget december. Detta kan röra sig om en säsongsvariation, med högre halter under vintern och lägre under sommaren. Föroreningshalterna avtog på samma sätt i en undersökning av en lamelloljeavskiljare vid Essingeleden (Ekvall, 1998). Enligt Ekvall (1998) är det troligen en effekt av att föroreningar tenderar att ackumuleras under vintertid för att sedan "sköljas bort" under vår och sommar. Detta påstående stöds av nederbörds-mätningen som visade på stora vattenmängder från maj, vilket enligt Ekvall (1998) borde ge en stor "utspädningseffekt". Gatusopning under slutet av våren kan också ha bidragit till effekten. Ytterligare en orsak kan vara dubbdäcksanvändningen och sandningen under perioden december till april. Det skulle vara intressant att följa upp detta med kompletterande provtagningar för att kunna dra några säkrare slutsatser.

Ett aktuellt problem är att avgöra hur stor andel av koppar i dagvatten som kommer från olika källor, t ex koppartak och bromsbelägg. Denna studie redovisar uppmätta dagvattenhalter och massflöden i; 1) ett flerfamiljshusområde där husen bl a har olika takmaterial (provpunkt C som tar emot dagvatten från område 1, 2 och 3) men där ett delområde karaktäriseras av att det där enbart finns koppartak (provpunkt A i område 1) och ; 2) en motorväg. De uppmätta kopparhalterna i dagvattnet är lägst vid motorvägen (kring 135 µg/l), högre vid punkt C (kring 315 µg/l) och högst vid punkt A (kring 610 µg/l). Avseende uppskattad kopparmängd per ytenhet inom respektive område är tendensen densamma; 0.7 kg/ha/år (motorväg), 0.9 kg/ha/år (punkt C) och 2.0 kg/ha/år (punkt A). Mätdata indikerar alltså att dagvatten från bostadsområden med koppertak innehåller högre halter koppar än vägdagvatten. Kopparmängden per

ytenhet är också störst från koppartak. Det ska i sammanhanget tilläggas att ca 90% av utsläppen från Essingeleden enligt studier beräknas blåsa bort och därför inte hamnar i dagvattnet till Trekanten (Ekvall, 1998). Enligt schablonhalter från högtrafikerade vägar (Larm, 1997) är kopparhalten ca 60 till 100 µg/l (medianhalter vid trafikintensitet 20 000 – 120 000 fordon per dygn). Detta är också lägre halter än de uppmätta halterna från bostadsområdet Nybohov. Den atmosfäriska depositionen som uppmätts i avrinningsområdet ger betydligt lägre kopparmängder per ytenhet jämfört med dagvattnet.

Volymavrinningskoefficienter (ingår ej i källmodellen)

”Volymavrinningskoefficienter” (ϕ) har uppskattats för delavrinningsområdena. Dessa uttrycker förhållandet mellan avrinningsdjupet och regndjupet eller med andra ord hur stor del av nederbörden som leder till avrinning efter förluster som evapotranspiration (evaporation + transpiration), ytlagring, infiltration och interception (nederbörd som adsorberas (fastnar) på vegetationen). Dessa volymavrinningskoefficienter skiljer sig från ”avrinningskoefficienter”, vilka används för beräkning av en dimensionerande avrinning. Volymavrinningskoefficienterna har uppskattats baserat på uppmätta flöden, nederbördsdata och uppgifter om markanvändningsareor. Volymavrinningskoefficienten för område 1, baserat på mätningar i provpunkt A, var under den studerade årsperioden 0.38 (med en månatlig variation mellan 0.2-0.9), dito för område 1 och 2 (provpunkt B) var 0.39 (0.2-0.9) och för områdena 1, 2 och 3 (provpunkt C) 0.35 (0.2-0.6).

Källmodellen

Den ursprungliga modellen var inte justerad mot någon mätdata. Jämförelser av beräkningar med ursprungsmodellen och mätdata i Nybohov och Essingeleden visade att justeringar av modellparametrar erfordras för att modellen skall ge mer tillförlitliga och mer platsspecifika resultat.

Den ursprungliga modellen har justerats avseende indata av typen materialdata och haltdata. Detta innebär att justeringar gjorts för nederbörd, emissionskoefficienter, depositionsdata, asfaltslitage och tillägg av bromsbelägg som källa. För Essingeleden och Liljeholmen justerades även hur stor andel av föroreningarna som kommer till dagvattensystemet. Justeringarna av modellen har resulterat i en god överensstämmelse med uppmätta dagvattenflöden för Nybohov och Essingeleden, förutom för provpunkt A i Nybohov där det beräknade årsflödet endast blev 70 % av uppmätt flöde. För hela Nybohovsområdet (punkt C) blev avvikelserna endast 1% och för punkt B i Nybohov blev den 5%.

För Nybohov blev överensstämmelsen för metallerna bly, zink, koppar och kadmium mellan modellberäknade halter och mängder och mätvärdesbaserade

resultat god. Sett till massflöden underskattar källmodellen belastningen av bly och koppar belastningen och överskattar zinkbelastningen något. Även för Essingeleden blev överensstämmelsen för metaller mellan modell- och mätdata bättre. I detta fall underskattar källmodellen kadmium- och zinkbelastningen något och överskattar kopparbelastningen.

Jämförelser av resultat från källmodellen för hela Trekantens avrinningsområde med mätdata och beräkningar utifrån schablonhalter (med dagvattenmodellen STORMTAC (Larm och Holmgren, 1999)) indikerar att källmodellen överskattar den totala belastningen av zink och PAH på Trekanten samt underskattar belastningen av bly och kadmium. Avseende koppar ger källmodellen en något underskattad belastning gentemot mätdata men överskattning jämfört med STORMTAC.

Oavsett studerat område så gav källmodellen generellt för höga PAH-värden och för låga fosforvärden jämfört med mätvärden. Källmodellen har visat sig inte fungera för fosfor vilket troligtvis beror på oidentifierade fosforkällor och resultatet för fosfor presenteras i Bilaga 12. Höga uppmätta fosforhalter i vägdagvattnet från Essingeleden har bl a noterats i en angränsande studie (Ekvall, 1998). Även andra undersökningar av vägdagvatten, t ex vid Norra Länken i Stockholm, har visat fosforhalter i samma storleksordning (se litteratursammanställning i Larm, 1997).

Fosforbelastningen är sannolikt är 3-5 gånger större än den som beräknats med källmodellen, vilket tyder på att det finns oidentifierade fosforkällor. Tillförlitligheten avseende modellresultatet för PAH är mycket svårt att bedöma eftersom det finns för få mätdata att jämföra med.

Det bör observeras att mätningarna utförts under ett specifikt år. Skillnader mellan år avseende halter och flöden kan vara relativt stora. Källmodellens beräkningar avser ett medelår. Det finns också mät- och analysosäkerheter avseende deposition, emission och dagvatten. Dräneringsledningar kan också vara kopplade till dagvattennätet. Flöden och föroreningar som kommer från dräneringsvatten är ej medräknade i modellresultaten. Avskiljning av föroreningar i rännstensbrunnars sandfång beaktas inte heller i källmodellen.

Källmodellens användbarhet

En exakt överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta värden fanns ej, men var inte heller förväntad eftersom beräkningarna är utförda på årlig basis.

Källmodellen, i dess nuvarande skick efter justeringar, verkar fungera bra för beräkning av metallflöden från bostadsområden, men sämre för områden med mycket trafik. Denna slutsats baserar sig på att modellresultatet överensstämde bättre med det mätvärdesbaserade resultatet i Nybohov jämfört med Essingeleden. För att utreda detta mer noggrant erfordras kompletterande mätningar i

trafikerade områden. Speciellt för fosfor ger källmodellen alldeles för låga värden från trafikytor och källmodellen används därför inte för beräkning av fosforbelastningen på Trekanten vilket har nämnts tidigare. Att källmodellen inte fungerar för fosfor kan delvis bero på att det finns betydande fosforkällor som inte har beaktats. Källor som kan vara relevanta och som inte inkluderats i källmodellen är t ex diverse ytbehandlingar av billacken och andra bilvårdsprodukter.

Källmodellen kräver generellt omfattande platsspecifik indata för att modellresultatet skall bli tillförlitligt. Möjligheterna att kalibrera källmodellen är även begränsade p g a att källmodellen är uppbyggd på ett sådant sätt att ett modellantagande (exempelvis gällande andelen av ett visst utsläpp som går till mark eller dagvatten) påverkar bidraget från flera källor. Denna begränsning innebär bl a att källmodellen inte kunde beakta att merparten av emissionen från bromsbelägg uppskattas gå till mark (p g a damning), medan detta inte uppskattas vara fallet för övriga källor i källmodellen.

Källmodellen beaktar att det kan transporteras in föroreningar till avrinningsområdet via deposition men källmodellen har däremot inget uttryck för den uttransport av föroreningar som även kan ske. Det går därför inte att simulera att t ex en stor del av de mycket små partiklar som slits loss från bilarnas bromsbelägg kan transporteras långväga ut ifrån avrinningsområdet. De enda alternativen som ges i källmodellen är att partiklar från bromsbelägg hamnar inom avrinningsområdet på marken eller i dagvatten. Detta innebär att transport av föroreningar till "mark" i källmodellen får symbolisera både transport till mark i avrinningsområdet såväl som transport till mark och vatten utanför avrinningsområdet.

Källmodellens användbarhet begränsas sammanfattningsvis av att källmodellen kräver en omfattande mängd platsspecifik indata ifrån det studerade avrinningsområdet och även platsspecifika antaganden. Att modellresultatet blir mer tillförlitligt ju mer platsspecifik indata som inkluderas är i för sig inget unikt för denna modell, utan gäller i princip alla beskrivningar/modeller av verkligheten. Förutsatt att en viss platsspecifik justering görs kan källmodellen fungera väl som ett verktyg för att visa på vilka källor som dominerar belastningen av zink, koppar, bly och kadmium i ett avrinningsområde samt hur mycket procentuellt sett en åtgärd kan minska belastningen på studerad recipient. Däremot ska modellresultaten gällande specifika föroreningars halter och mängder samt flöden hanteras med försiktighet och inte ses som absoluta sanningar.

Källor till föroreningar

Källmodellen kan användas till att uppskatta de dominerade föroreningskällorna. Man bör dock i samband med detta vara medveten om den osäkerhet som är

förknippad med källmodellen, speciellt gällande PAH och fosfor, vilket diskuterats i föregående stycken.

Specifikt för det mer i detalj kartlagda Nybohovsområdet så indikerar/visar den använda källmodellen att byggnadsmaterial är den största källan för koppar och en viktig källa för zink. Trafik är en betydande källa speciellt för PAH, bly och zink. Atmosfärisk deposition är den största källan för kadmium, bly och PAH.

Totalt för alla studerade områden visar beräkningarna att trafiken är den största källan för PAH, bly och zink (i den ordningen) till Trekanten. Medan det liksom i Nybohov är byggnader som dominerar kopparutsläppen och tillika depositionen för kadmium.

Föroreningsmassan i Trekantens sediment (baserat på mätningar) är stor jämfört med årligt inkommande föroreningsmängder. Detta kan förklaras av tidigare industriell verksamhet, t ex färgfabrik och garveri (Ekvall, 1999). Den största föroreningsbelastningen på sjön kommer idag via dagvattnet från sjöns urbana tillrinningsområden.

Åtgärder

Resultaten som avser olika åtgärder kommer direkt från källmodellen och förutsätter att källorna är riktigt kartlagda och inlagda i källmodellen, samt att modellparametrar såsom emissionsvärden och uppskattade andelar som går till dagvatten är tillförlitliga. Någon beräkning av åtgärdernas kostnadseffektivitet har ej utförts.

Det finns olika tänkbara åtgärder för att minska föroreningsbelastningen på sjön Trekanten. Effekten blir t ex stor om tak målas med färg som inte innehåller metaller eller byts till tegel. Fyra strategier för att minska föroreningsbelastningen på sjön Trekanten simulerades av källmodellen: åtgärder mot källorna (scenario 1), åtgärder mot källorna och behandling av dagvattnet (scenario 2), bästa möjliga och långsiktiga förbättringar (scenario 3) och kortsiktiga åtgärder (scenario 4). Dessa strategier är desamma som användes i ursprungsmodellen.

Åtgärder mot källorna (scenario 1) inkluderar övertäckning av kopparklädda tak med t ex tegel och asfalt, minskad trafik och/eller förändrade konstruktionsmaterial i fordon, speciellt avseende bromsbelägg. För hela Trekantenområdet (Nybohov, Katrineberg, Gröndal, Liljeholmen och Essingeleden) uppskattas åtgärder mot källorna kunna reducera utsläppen av koppar, zink, bly och kadmium till dagvattnet med ca 50-55% och för PAH med 75% men för fosfor inte alls. Avseende fosfor så är dock emissionskoefficienterna i källmodellen sannolikt för låga och eventuellt saknas dessutom viktiga fosforkällor i källmodellen, varför effekten av åtgärder vid källorna avseende fosfor är mycket osäker. I Nybohov, där koppartäckta tak dominerar, skulle åtgärder mot källorna vara en ännu mer effektiv åtgärd.

Om dagvattnet från bostadsområdena infiltrerades genom marken för vidare transport till grundvattnet (scenario 2), skulle föroreningsmängden som belastar Trekanten ytterligare minska med ca 40%. Den totala minskningen jämfört med dagens situation skulle då uppgå till ca 90%. Nackdelen ur miljöhänseende med att rena dagvattnet genom infiltration är att marken och grundvattnet då istället kan förorenas.

Vissa åtgärder vid källan, som t ex målning, kan även användas kortsiktigt. Beroende på recipientens tillstånd kan det ibland vara viktigt att åtgärder sätts in relativt snabbt. Effekten av åtgärder som verkar på kort sikt, t ex bättre tak, målning av metallytor, infiltration av dagvatten från bostads- och verksamhetsområden, samt behandling av dagvattnet från trafikområdena i dammar (scenario 4), minskar belastningen på sjön med minst 60% för samtliga ämnen enligt modellberäkningarna.

För att långsiktigt minska mängden föroreningar rekommenderas generellt åtgärder mot källorna. Detta innebär liksom i Scenario 2 en minskning av belastningen på Trekanten med drygt 90% men även en minskning av det totala utsläppen från samtliga indikatorämnen i området med mellan 30-40%. Efter att ha reducerat källorna så mycket som är praktiskt möjligt kan det vara nödvändigt att komplettera med andra åtgärder såsom filteranläggningar, infiltrationsmagasin, dammar, översilningsytor, öppna diken och avsättningsmagasin. De senare kan även användas när det finns behov att snabbt kunna införa en åtgärd. Eventuell infiltration av dagvatten innebär dock att marken blir recipient och bör därför utredas noggrant. Infiltration är en tveksam lösning för de fall där dagvattnet är starkt förorenat. Valet mellan de senare nämnda åtgärderna beror bl a på reningseffektivitet (kostnad/nytta), säkerhetsaspekter, markförhållanden och platstillgång.

Eftersom den klart största andelen av den externa föroreningsbelastningen på sjön idag kommer via dagvattnet och eftersom sjöns föroreningsinnehåll i sedimenten är stort bedöms åtgärderna nämnda ovan vara aktuella för tillämpning. I samband med en åtgärdsplan bör eventuellt även sjörestaureringsåtgärder övervägas. Fortsatta undersökningar av sedimenten bör utföras, t ex avseende om det föreligger en risk för att föroreningar kan frigöras från sedimenten.

Referenser

Ahlbom, Duus (1994): Nya hjulspår - en produktstudie av gummidäck. Kemikalieinspektionen rapport 6/94.

Alexandersson H. och Andersson T. (1995): Nederbörd och åska. Klimat, sjöar och vattendrag. Sveriges nationalatlas, Bokförlaget Bra Böcker, 1995.

Axelsson, Gorpe och Lundberg (1995). Miljö på väg, Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 1995:07.

Burman L. Och Johansson C. (i manuskript). Tungmetaller i nederbörd på Södermalm, Rapport nr 3:00 från SLB-analys på uppdrag från Miljöförvaltningen i Stockholm.

Ekvall J. (1998): Rening av vägdagvatten med lamellavskiljare. Försök vid Essingeleden. Rapport nr 46/98. Stockholm Vatten.

Ekvall J. (1999): Sedimentundersökning i sjön Trekanten 1996. Tungmetaller, PAH, toxicitet.

Holmgren A. (1999). PAH-budget för Stockholm. Stockholm Vatten och Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholm Vatten rapport nr 20, Stockholm Vatten, Stockholm.

Larm T. (1994): Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. VA-FORSK rapport nr 1994-06, VAV, Stockholm.

Larm T. (1996): Towards integrated watershed management: system identification, material transport and stormwater handling. Licentiate thesis, Division of Water Resources Engineering, KTH, Stockholm.

Larm T. (1997): Schablonhalter av föroreningar och näringsämnen i dagvatten. En litteratursammanställning med uppdelning i olika markanvändning. PM 1997-12-15. VBB VIAK AB. Stockholms Stad, Gatu- och fastighetskontoret.

Larm T. (1999): Stormwater quantity and quality in a multiple pond-wetland system: Flemingsbergsviken case study. Artikel under tryck i tidskriften Ecological Engineering. Irland.

Larm T., Holmgren A. (1999): Larm T, Holmgren A: Stormwater-GIS. A GIS planning tool for stormwater best management practices. Vatten Nr 4, s 291-297.

Malmqvist P-A. (1983): Urban stormwater pollutant sources. Chalmers university of technology, Göteborg.

Mamqvist P-A., Jonsson R., Karlsson P., Svensson G. (1997): Framtida dagvattenhantering i Stockholm. Exemplifierat på Hammarby Sjöstad. VBB VIAK AB.

Malmqvist P-A., Larm T., Bennerstedt K., Wrånghede A-K. (1999): Sources of pollutants discharging to Lake Trekanten, Stockholm. Konferensartikel, ICUSD '99 (International Conference on Urban Storm Drainage), Sydney, Australien.

Meyer A. (1999): Flödesmätning och Provtagning i dagvattenprojektet Nybohov. PM 1999-05-12. VBB VIAK AB.

Miljöförvaltningen i Stockholm (1988): Nedfall av luftföroreningar till marken i Stockholm, Information luft, Rapport 1991-03-01.

Miljöförvaltningen i Stockholm (1998): Metaller i luft och nederbörd - en kartläggning i Stockholms stad, rapportnr 1:98 från Slb-analys.

Miljöförvaltningen i Stockholm, Stockholm Vatten, Stadsbyggnadskontoret, Gatu- och fastighetskontoret (1994): Vattenprogram för Stockholm – sjöar och vattendrag.

Persson D., Kucera V. (1999): Release of metals from buildings during atmospheric exposure. Swedish Corrosion Institute, Stockholm, Sweden.

Pettersson O. (1995): Vattenbalans för fältforskningsområden. SMHI Hydrologi No 59, Norrköping.

Westerlund K-G. (1998): Metallemission från trafiken i Stockholm – slitage av bromsbelägg. Rapport nr 2:98 från SLB-analys på uppdrag från Miljöförvaltningen i Stockholm och Naturvårdsverket.

Östlund C. (1998): Exponerade materialytor i Nybohov. Avrinning till mark eller dagvattensystem. Trekantens avrinningsområde, Stockholms kommun. Maj 1998. Tema Vatten i Natur och Samhälle, Linköpings Universitet.