



CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik

A wide, horizontal band with a wavy, undulating top and bottom edge, filled with a light gray stippled or textured pattern. It spans across the width of the page.

E

XAMENSARBETE / Ledningsteknik

Vägdagvatten - en miljöstudie

ROGER SIVERTH

Examensarbete 1995:14



CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord: **dagvatten**
vägar
behandlingsmetoder
föroreningar
sammansättning
påverkan
recipient
miljö
värdering
provtagning

E

XAMENSARBETE / Ledningsteknik

Vägdagvatten - *en miljöstudie*

ROGER SIVERTH

Examensarbete 1995:14

Förord


Efter flera års studier av differentialekvationer, elasticitetsmoduler och tröghetsmoment gick tankarna till att göra ett examensarbete där svårigheterna var av annat slag än matematiska. Intresset riktades då mot de numera uppmärksammade miljöfrågorna. Eftersom studierna till stor del har varit inriktade på Geoteknik, VA-teknik och Vägbyggnad fann jag ett tema som låg i gränssnittet till dessa ämnen nämligen *Vägdagvatten -en miljöstudie*.

Metoderna för arbetet har skiljt sig till stor del mot det man är van vid som teknolog. Som exempel kan nämnas litteraturstudier, kontakter via telefonsamtal, egen uppläggning av arbetet samt sammanställning av en stor faktamängd. Det har därför givit en stor erfarenhet av att arbeta självständigt vilket känns som en styrka inför framtida arbetsuppgifter.

Problem som uppkommer genom förorenat dagvatten från vägar har uppmärksammats på senare år. Examensarbetets syfte har varit att ge uppdragsgivaren en beskrivning över de miljöproblem som skapas av förorenat vägdagvatten samt hur dessa problem skall kunna lösas.

Detta examensarbete har gjorts på uppdrag av Skanska Sydöst AB och ingår som 20 poängs studier vid Väg- och Vattenbyggnadslinjen på Chalmers Tekniska Högskola i Göteborg. Jag vill rikta ett varmt TACK till universitetslektor Gilbert Svensson vid Institutionen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik för den tekniska handledningen och givande diskussioner. Ett varmt TACK även till miljöchef Johan Gerklev, Skanska Sydöst AB, som har varit handledare från uppdragsgivaren.

För övrigt nämner jag ingen speciellt utan alla Ni som på något sätt bidragit med hjälp på något sätt får ta åt sig äran i ytterligare ett TACK!



Kaxholmen, december 1995
Roger Siverth

Sammanfattning

Vägdagvatten som miljöproblem har uppmärksammats först på senare år och då främst genom dess spridning av suspenderat material, tungmetaller och näringsämnen. På vissa ställen har detta gett påtagliga effekter i form av bottensediment, påverkan på växter och djur samt övergödning. Examensarbetet har i stora delar utförts som en litteraturstudie och syftet med denna uppsats är att ge läsaren kunskap om de vanligaste problemen som kan uppstå och hur de kan lösas. Examensarbetet har utförts på uppdrag av Skanska Sydöst AB och skall ses som ett led i företagets strävan mot en ökad kompetens inom miljöområdet.

Uppsatsen har avgränsats till att gälla diffusa föroreningar till ytvatten och vägnära mark; punktutsläpp från olyckor och påverkan på grundvatten har därmed endast betraktats mycket översiktligt.

Trafiken genererar föroreningar som fastläggs på vägbanan, vid regn spolas de av för att transporteras med dagvattnet till recipienten. Föroreningskällorna är främst motorfordon, vägbeläggning, farligt gods, halkbekämpning och atmosfäriskt nedfall. Motorfordon alstrar främst avgaser, däckslitage, korrosions- och slitageprodukter samt oljeprodukter. Vägbeläggningen avger finkornigt sediment vid nedslitning, detta består av främst asfalt och ballastmaterial. Som farligt gods klassas miljöfarliga ämnen såsom kemikalier och oljeprodukter. Vid halkbekämpning sprids stora saltmängder men även vissa metaller. Atmosfäriskt nedfall är främst den avgörande källan för näringsämnena fosfor och kväve. Stor variation i föroreningshalter råder och det saknas säkra schablonvärden som kan användas vid beräkning av total belastning samt vilka föroreningar som verkligen förekommer i vägdagvatten.

Påverkan på ytvattenrecipienter sker främst genom kemisk omvandling, sedimentation, turbiditet samt mikrobiell nedbrytning. Främst sker eutrofiering, hydrologisk förändring och toxiska effekter. Vägnära mark påverkas främst genom deponering av finkornigt sediment från vägbeläggning samt att ökad salthalt kan medföra kompaktering av mark och ökad rörlighet hos tungmetaller.

Påverkansgraden av recipienten hör intimt samman med de variationer i föroreningsbelastningen som sker. Belastningen varierar under ett regn såväl som att skillnad förekommer mellan årstider. Under sommaren förekommer normalt de starkaste koncentrationerna men under höst och vinter de totalt största mängderna. Effekterna skiljer sig stort mellan olika recipienter vilket beror på det komplexa system som består av många olika parametrar. Detta gör det näst intill omöjligt att ställa upp generella krav och gränser då rening behövs eller ej. Dock tycks det som att en gräns går vid ca 30 000 fordon per dygn, detta bör dock endast ses som ett riktmärke.

Tekniken för att rena förorenat dagvatten bygger idag på förhållandevis enkla metoder såsom utjämning av flöden, sedimentation, översilning, infiltration, våtmarker samt oljeavskiljning. För att uppnå optimal rening vid större flöden och föroreningsmängder krävs ofta en kombination av flera olika metoder. Lämplig rening för mindre flöden såsom direkt tillrinning till diken och vägsrännor tycks vara naturlig översilning där upptag av föroreningar sker av växter.

Det absolut bästa sättet att minska spridningen av föroreningar är givetvis att angripa och eliminera källorna och detta gäller givetvis även föroreningarna i vägdagvatten.

Summary

Stormwater as an environmental problem has been noticed first in the later years and mostly through the distribution of suspended solids, heavy metals and nutrients. At some places this have caused obvious impacts as sediments, influence on habitat and highly eutrophic lakes. The thesis is limited to nonpoint pollutions to surface water and roadside soil. This examination work has mostly been done as a literature review and the purpose of the thesis is to give knowledge in most common problems that can arise, and its solution. Skanska Sydöst AB is the customer and the thesis is a little step towards a greater competence about environmental science.

The road traffic are generating pollutants which get caught on the road surface. At a storm they are washed off and transported to recipient by the highway-runoff. The source for the pollution are mostly vehicles, road surface, toxic goods, ice controll and atmospheric fallout. Motor vehicles generate exhaust, wear of tire, products from corrosion and wear as well as oil products. The road surface generate fine-grained sediment by wearing and it contains principally asphalt and ballast. Ice control generate great quantity of salt but even some metals. Atmospheric fallout is the principal source for the nutrients nitrogen and phospor. There are great variations of pollutants and lack of reliable template value which can be used in calculation of total charge as well as what kind of pollutants that really occur in highway-runoff.

The influence on the recipients of surface water mostly occur by chemical transformation, sedimentation, turbidity as well as microbiological activity. Mostly occur eutrophication, hydrological change and toxical effects. Roadside soil is influenced mostly by deposit of fine-grained sediment from road surface as well as that a higher content of salt can imply soil compaction and increased mobility of heavy metals.

The grade of influence of the recipient is related to the variations that occur in the influence of pollution. The influence variate during a storm as well as there is a difference between the seasons. In the summertime you usually find the strongest concentrations but during the autumn and winter you will find the biggest total quantity. The effects videly differ between recipients which depends on the complex system of a lot of parameters. This makes it very difficult to set up generally demands for when treatment is necessary. There seems to be a limit at 30 000 vehicles per 24 hours, but this is just a target.

The technique to clean polluted storm water is today using simple methods as attenuation of storm water flows, sedimentation, overland flow, infiltration, wetland filter and separation of oil. A combination of several methods is often the best for an optimal function.

The best way to get a lower spread out of pollutants is, of course, to eliminate the source that pollutes the highway runoff.

Innehållsförteckning

1 INTRODUKTION	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 SYFTE OCH MÅLSÄTTNING	1
1.2.1 <i>Skanska Sydöst AB:s miljöpolicy</i>	2
1.3 PROBLEMBESKRIVNING.....	2
1.4 ARBETSMETODER FÖR EXAMENSARBETET.....	2
2 VÄGDAGVATTEN: -MILJÖPROBLEM I DAGENS SAMHÄLLE?!	3
3 VÄGDAGVATTNETS SAMMANSÄTTNING	5
3.1 ALLMÄNT	5
3.2 VARIATION I VÄGDAGVATTENKVALITET	6
3.2.1 <i>Korttidsvariation</i>	6
3.2.2 <i>Långtidsvariation</i>	6
3.2.3 <i>Snö och snösmältning</i>	6
3.3 FÖRORENINGAR	7
3.3.1 <i>Allmänt</i>	7
3.3.2 <i>Beskrivning av föroreningar</i>	8
3.3.3 <i>Källor till föroreningar</i>	10
3.3.4 <i>Föroreningshalter</i>	12
3.4 SLUTSATSER OCH DISKUSSION	14
4 VÄGDAGVATTNETS RECIPIENTPÅVERKAN	15
4.1 ALLMÄNT	15
4.2 FÖRORENINGARNAS PÅVERKAN	16
4.2.1 <i>Estetisk påverkan</i>	16
4.2.2 <i>Suspenderat material</i>	16
4.2.3 <i>Syrebrist</i>	16
4.2.4 <i>Toxicitet</i>	16
4.2.5 <i>Tungmetaller</i>	16
4.3 VARIATIONER I RECIPIENTPÅVERKAN	17
4.3.1 <i>Nederbördens karakteristik</i>	17
4.3.2 <i>Årstidsvariation</i>	17
4.3.3 <i>Belastningens variation</i>	17
4.3.4 <i>Avrinningsområdets markanvändning</i>	18
4.3.5 <i>Recipienttyp</i>	18
4.3.6 <i>Spridning från vägen</i>	19
4.4 FÖRÄNDRING AV RECIPIENT	20
4.4.1 <i>Ekologisk förändring</i>	20
4.4.2 <i>Förändring av ytvatten</i>	21
4.4.3 <i>Påverkan på mark</i>	23
4.4.4 <i>Påverkan på grundvatten</i>	24
4.5 MÄTMETODER	24
4.5.1 <i>Bioindikatorer</i>	25
4.5.2 <i>Vattenprover</i>	25
4.5.3 <i>Sedimentprover</i>	25
4.6 SLUTSATSER OCH DISKUSSION	26

5 TEKNIK FÖR RENING AV VÄGDAGVATTEN.....	27
5.1 ALLMÄNT	27
5.1.1 Principer för rening.....	28
5.1.2 Renings effektivitet	29
5.1.3 Kombination av reningsmetoder	29
5.2 BEHANDLINGSMETODER	31
5.2.1 Växtrelaterade metoder	31
5.2.2 Dammar	35
5.2.3 Våta dammar	37
5.2.4 Torra dammar	40
5.2.5 Infiltration	42
5.2.6 Våtmarker.....	48
5.2.7 Övriga metoder	55
5.3 MINSKAD SPRIDNING AV FÖRORENINGAR.....	63
5.3.1 Allmänt.....	63
5.3.2 Dubbdäcksanvändning.....	63
5.3.3 Slitstarkare beläggningar	64
5.3.4 Vägdikesmassor.....	64
5.4 SLUTSATSER OCH DISKUSSION.....	67
6 KRAV OCH MÅLSÄTTNINGAR.....	68
6.1 ALLMÄNT	68
6.2 FRAMTIDA KRAV	68
6.2.1 Kommentarer till Vägverkets reformprogram.....	70
7 VÄRDERINGSMETODER.....	71
7.1 ALLMÄNT	71
7.1.1 Allmänt nyttjande av dagvattenlösningar.....	71
7.2 MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNING.....	72
7.2.1 Allmänt.....	72
7.2.2 MKB för väganläggningar.....	72
7.3 LIVSCYKELANALYS	73
7.4 EKONOMISK ANALYS	74
7.4.1 Nuvärdesberäkning.....	74
7.4.2 Principer för val objekt.....	75
8 FÄLTUNDERSÖKNING MED PROVTAGNING.....	76
8.1 ALLMÄNT	76
8.2 SYFTE.....	76
8.3 METOD FÖR UNDERSÖKNING.....	76
8.4 RESULTAT.....	77
8.5 SLUTSATS	78
8.6 REKOMMENDATIONER FÖR UNDERSÖKNINGAR	78
9 SLUTSATSER OCH DISKUSSION	79
9.1 FRAMTIDA FORSKNINGSSOMRÅDEN.....	80
REFERENSER.....	81
ORDLISTA MED FÖRKLARINGAR.....	83
BILAGOR.....	87
BILAGA 1: BÄCKASLÖVS VÅTMARK, ÖVERSIKTSKARTA	
BILAGA 2: TEMABLAD TILL MKB FÖR VÄGPROJEKT	
BILAGA 3: TEMABLAD TILL MKB: SJÖAR OCH VATTENDRAG	
BILAGA 4: TEMABLAD TILL MKB: MARK OCH GRUNDVATTEN	

1 Introduktion

Examensarbetet ger en övergripande syn såväl på problem som på de möjligheter som finns vid omhändertagande av vägdagvatten. Inledningsvis görs en beskrivning av ämnet och uppläggning av arbetet, detta följs av en lite kritisk vinkling på problematiken kring vägdagvattenfrågor. Tyngdpunkten ligger på följande kapitel; vägdagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och teknik för rening. Beskrivning sker även av de krav som gäller, olika värderingsmetoder samt erfarenheter från fältförsök. Arbetet avslutas med diskussion och slutsatser.

1.1 Bakgrund

Föroreningar som genereras från vägar och trafik sprids ut i luften men påverkar även mark och vatten. Föroreningstransport till mark och vatten sker till stor del genom det dagvatten som rinner av från vägar, här kallat vägdagvatten. Under de senaste åren har miljöproblem orsakade av förorenat vägdagvatten aktualiserats alltmer i samband med att miljöfrågorna i samhället har fått ett allt större intresse. Vägdagvattnet ansågs tidigare bestå av endast regnvatten och därmed så rent att någon rening ej erfordrades. Målsättningen har varit att på enklast möjliga sätt leda det till närmsta sjö eller vattendrag, d v s genom kanaler och kulverterade ledningar. Därmed fick recipienterna ta emot dagvatten från förorenade vägar.

Högre krav ställs på omhändertagande av vägdagvattnet, främst längs med större trafikerade vägar, för att på så sätt minska spridningen av föroreningar. Det som krävs är någon form av rening för att skydda känsliga vattenmiljöer och minska ansamlingen av föroreningar i naturen.

1.2 Syfte och målsättning

Målsättningen för examensarbetet var från början att det skulle bestå av de två delarna litteraturstudie inom området samt erfarenhetsåterföring av utförda projekt. Examensarbetet skall ge uppdragsgivaren Skanska Sydöst AB kunskap i problematiken kring vägdagvatten. Tillsammans med handledarna Gilbert Svensson, Chalmers Tekniska Högskola (CTH), och Johan Gerklev, Skanska Sydöst AB, planerades i inledningsskedet följande ämnesinnehåll.

Ämnesinnehållet formulerades till att gälla följande omfattning:

- Sammansättning av vägdagvatten.
- Recipientpåverkan och -belastning.
- Befintliga anläggningar - uppföljning av funktion.
- Tekniska lösningar - nya och gamla.
- Nuvarande samt framtida krav.
- Dagvattnet som resurs.
- Kostnader och nytta med reningsanläggningar.

Målsättningen var att tyngdpunkten för litteraturstudien skulle ligga på vägdagvattnets sammansättning, föroreningarnas påverkan på recipienter samt olika tekniska lösningar för att rena vägdagvattnet. Erfarenhetsåterföringen var tänkt att behandla projekt som var utförda av Skanska Sydöst AB för att kunna klargöra fel och brister i planering och utförande.

Målformuleringen var dock väldigt öppen och kunde därför förändras efter hand som arbetet pågick. Som inledande information bör det påpekas att uppdelningen mellan praktiska försök och litteraturstudie reviderades. På grund av stora svårigheter att finna utförda anläggningar som det fanns någon mening att studera ändrades omfattningen av examensarbetet till att i stort sett uteslutande bli en litteraturstudie.

1.2.1 Skanska Sydöst AB:s miljöpolicy

Skanska Sydöst AB har en uttalad miljöpolicy och uttalar med den sitt miljöansvar i samhället. Miljökraven på byggnadsindustrin ökar alltmer och detta innebär att miljöfrågorna har fått en strategisk betydelse där de nya miljökraven innebär en stor omställningsprocess för alla aktörer i det svenska samhällsbyggandet. Miljöområdet betraktat som affärsområde har i allra högsta grad blivit intressant på senare tid och kommer förmodligen att bli konkurrensutsatt genom flera olika aktörer på marknaden. Miljöarbetet kräver därför att man behöver följa eller till och med leda utvecklingen för att även i framtiden vara konkurrenskraftig. Detta examensarbete har därför utförts som ett led i Skanska Sydöst AB:s utveckling för att ge en ökad kompetens samt medvetenhet inom miljöområdet.

1.3 Problembeskrivning

Avgränsningen som gjordes var att se till diffusa föroreningar, alltså inte punktutsläpp vid exempelvis tankbilsolyckor. Recipienterna har avgränsats till att gälla ytvatten och mark inom vägområdet. Därvid har inte föroreningar av grundvatten och luft betraktats. Framst är arbetet inriktat på landsbygdsvägar och ej så mycket på vägar inom tätbebyggt område. Dock är principerna i stort sett liknande och examensarbetet är därför tillämpligt i stora delar även på mer allmänna dagvattenproblem.

1.4 Arbetsmetoder för examensarbetet.

Arbetet inleddes med en litteratursökning i databaser som finns tillgängliga vid CTH:s bibliotek, denna har sedan fortsatt genom referenslistor i studerad litteratur samt samtal med personer som är kunniga inom ämnet. Litteraturstudie har gjorts av böcker, studielitteratur, publikationer, tidskrifter etc.

För att finna lämpliga objekt för fältstudier gjordes ett utskick till samtliga arbetschefer inom Skanska Sydöst AB samt även övrig personal inom företaget som skulle kunna bidra med kunskap om utförda anläggningar. Kontakt togs även med personal vid Vägverkets avdelning för Teknik vid kontoret i Jönköping och då framst Rickard Sandberg som är ansvarig för arbetet med miljöfrågor. Detta gjordes för att få Vägverkets syn på problematiken med vägtagvatten eftersom de är huvudsaklig uppdragsgivare åt Skanska då det gäller vägentreprenader. Då sökningen efter befintliga anläggningar för erfarenhetsåterföring ej gav något resultat erhöles råd och tips om lämpliga objekt för fältstudier av Rickard Sandberg, Vägverket, se vidare kapitel 8.

2 Vägdagvatten: -Miljöproblem i dagens samhälle?!

Målet med allt miljöarbete bör vara att undvika föroreningsbelastning på recipienter. Bästa sättet torde vara att angripa källan till föroreningarna för att på så sätt undvika spridningen av miljöfarliga ämnen. Under mänsklighetens förhållandevis korta tid på jorden har ett samhälle byggts upp mot att allt mer förbruka naturens tillgångar istället för att leva i harmoni och inte förbruka mer material än vad som naturligt återskapas. Samhället är idag uppbyggt utifrån en så hög levnadsstandard att påverkan på naturen ej kan gå obemärkt förbi. Vad vi måste sträva mot är att erhålla en miljöbelastning som är rimlig både utifrån mänsklighetens värderingar såväl som naturens begränsningar. Nivån på miljöbelastningen måste vara acceptabel med tanke på vad vi erhåller, förbrukar och efterlämnar till kommande generationer. Begreppet *"allt har sitt pris"* stämmer väl in och är något man bör ha med i värderingarna vid bedömning av en miljöpåverkans relevans jämfört med nyttan som erhålls. Det som egentligen är sanningen om ovanstående är att vi människor har vant oss vid det bekväma liv som användning av bil innebär. Trafiken är som bekant den stora orsaken till många miljöproblem och inte bara förorening av dagvatten.

Under detta sekels industriella revolution med en enormt höjd s k levnadsstandard som följd har mänsklig påverkan på naturen varit stor. Som exempel på detta var utsläpp av orenat spillavloppsvatten som man trodde eller ville tro att naturen kunde ta hand om och bryta ned utan att några större effekter skulle uppenbaras. Trots att naturen i många avseenden har en självläkande förmåga som överskrider vad man ofta tror så blev effekterna av avloppsutsläppen stora med eutrofiering och förgiftat vatten som följd. Detta ledde fram till den stora utbyggnaden av avloppsreningsverk som idag är väldigt effektiva och tar bort stora delar av föroreningarna.

När nu problemen med spillvattnet nästan är löst så har nästa problem av, till viss del, liknande karaktär dykt upp i miljömedvetandet, nämligen förorening av dagvatten orsakat av trafik. Många frågar sig om problemen kommer att bli lika stora som de som orsakades av spillvattnet. Svaret är inte på något sätt entydigt eftersom de till synes liknande problemen trots allt skiljer sig markant i stora delar. Effekterna av vägdagvatten är komplext med ett stort antal naturfrämmande ämnen som man idag inte vet effekterna av. Det stora problem, i form av bl a övergödning, som orsakades av spillvattenutsläpp kommer ej att ske. Effekterna av de tungmetaller, kolväten, syreförbrukande ämnen och salter som sprids genom vägdagvattnet är av en annan karaktär. Många av ämnena har ingen direkttoxisk effekt utan orsakar problem genom ackumulation av föroreningar.

Nu skall man inte måla upp en nattsvart bild av tillvaron utan istället glädjas över att miljöarbetet idag strävar mot rätt håll. Trots ett betydligt starkare miljömedvetande idag än för bara tio år sedan finns det oerhört mycket att göra både vad det gäller små lokala som stora globala problem. Vi människor har lätt för att alltid välja minsta motståndet i olika situationer, så kan det även vara i företagens miljöarbete där man stillar samvetet med att källsortera papper på kontoret för att sedan släppa ut miljögifter från produktionen. Det blir lätt att *"man silar myggor men sväljer kameler"*.

Många företag har en uttalad miljöpolicy som idag har blivit i stort sett nödvändigt som ett led i marknadsföringen. Företagens huvuduppgift är dock inte att värna om miljön utan att vara lönsamma, nu kan det dock på många håll vara så att miljöarbetet är lönsamt eftersom det finns en marknad även där. Något som är oerhört viktigt är att skapa ett företagsklimat där miljö och ekonomi följs åt. Med företagets miljöpolicy är det viktigt att det finns en trovärdighet och ambition bakom så att miljöengagemanget inte bara är tomma ord eller en dammsamlade pärm i bokhyllan, det måste finnas en "*miljömoral*" bakom besluten.

För att återgå till frågan om vägdagvatten är ett miljöproblem eller ej så finns egentligen inga entydiga svar. Enligt ovanstående resonemang så är det givet att föroreningar sprids med vägdagvattnet. Egentligen är det ett miljöproblem vid stor trafikmängd men att det skulle vara ett stort miljöproblem på lågt trafikerade landsbygdsvägar, förutom i undantagsfall, är svårt att tro.

Tekniken man idag bygger upp för att omhänderta föroreningar i vägdagvatten bör, så långt det är möjligt, byggas på enkla och naturliga metoder. Önskvärt vid all form av tekniska system är att skapa enkla lösningar som har en hög funktionell styrka för att på sikt kunna ge ett uthålligt samhälle.

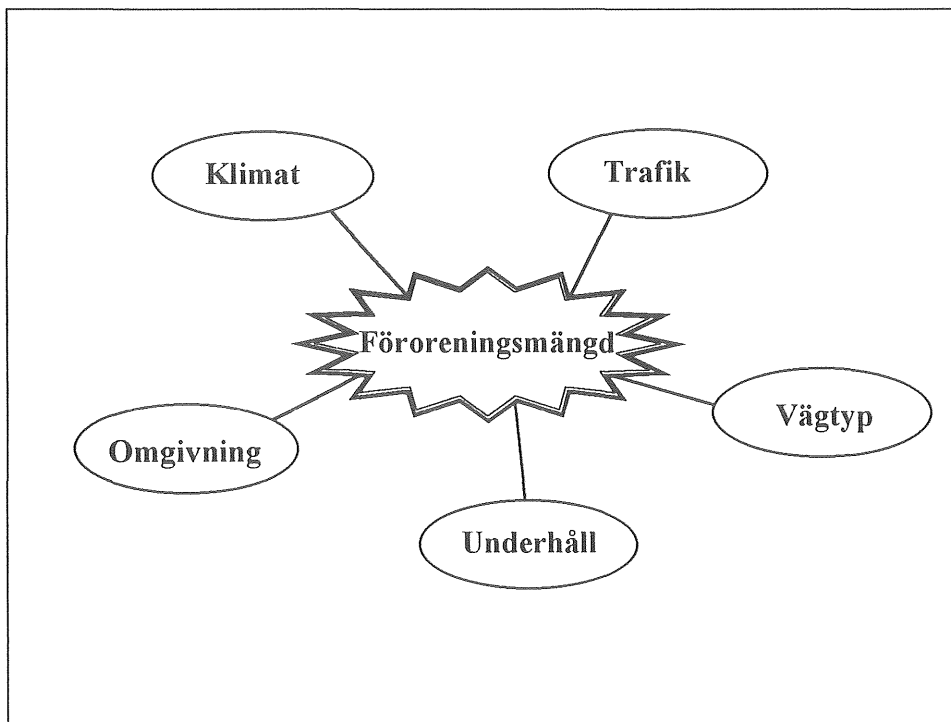
3 Vägdagvattnets sammansättning

"Egentligen finns det inga giftiga eller ogiftiga ämnen, bara farliga och ofarliga koncentrationer. I mycket små doser är ingenting giftigt men tillförda i tillräckligt stora doser kan även de mest oskyldiga ämnen bli livshotande", Kihlström (1986).

Ovanstående är egentligen självskrivet men inte alltid så givet då man diskuterar miljögifter eftersom det givetvis är svårt att bestämma vid vilken koncentration eller mängd som skadliga effekter uppstår. Följande kapitel beskriver vägdagvattnets sammansättning av föroreningar och de halter som vanligtvis används idag vid beräkningar.

3.1 Allmänt

Sammansättningen av dagvatten från trafikleder, d v s vägdagvatten, är beroende av trafikintensitet, längden av regnfri period samt av regnets intensitet och varaktighet, Lindmark och Lundberg (1994). Till största del härrör föroreningarna från bilavgaser, driv- och smörjmedel, fordonskorrosion, fordonslast, däckslitage, vägbeläggning, drift och underhåll samt torrdeposition av luftföroreningar. Andra faktorer som inverkar är markanvändning i vägens närområde och föroreningsinnehåll i nederbörden, Larm (1994), se Figur 3.1.



Figur 3.1 Faktorer som påverkar mängden föroreningar.

Mängden föroreningar varierar kraftigt enligt Lindmark och Lundberg (1994) på grund av:

- **Trafikkaraktistika:** fart, trafikintensitet, fordonstyp, bränsleförbrukning, köbildning, blyad/oblyad bensin, katalysator etc
- **Vägkonstruktion:** beläggingsmaterial, avvattningsystem, andel genomsläppligt ytmaterial, dräneringstyp, lokal topografi etc
- **Underhållsaktiviteter:** rensning av diken, saltning, vägreparation etc
- **Omgivning:** markanvändning, kvantitet och typ av vegetation vid vägsidan, boendeområde, industri, affärsområde, spill av t ex näringsämnen från jordbruk etc
- **Klimat:** nederbördsmängd och intensitet, vind, temperatur, årstid etc

3.2 Variation i vägdagvattenkvalitet

Kvaliteten på vägdagvatten varierar kraftigt beroende på ovanstående parametrar men även under ett nederbördstillfälle eller snösmältning. Trafikflödet är en av de viktigaste parametrarna för vägdagvattnets sammansättning och föroreningsmängd, Folkesson (1994). Dagvattnets kemiska sammansättning varierar i allmänhet kraftigt med föroreningsbelastningen inom den hårdgjorda ytan som avrinningen sker ifrån. De tidsstyrda variationerna kan delas in i kort- och långtidsvariationer samt avrinning från snö och snösmältning.

3.2.1 Korttidsvariation

Korttidsvariationer innebär huvudsakligen den skillnad i föroreningsbelastning som sker under tiden för ett nederbördstillfälle. Detta är mest påtagligt vid skyfall efter torrvädersperioder och innebär att högst föroreningshalt förekommer i början av ett nederbördstillfälle. Enligt Larm (1994) kan huvuddelen av föroreningarna vara koncentrerade i de första 10-20% av den totala volymen. Vanligtvis ger även regn med hög intensitet större andel föroreningar än ett med låg. Orsak till variationen är att ackumulerade föroreningar i mark, gatubrunnar och ledningar spolas med i en s k *first flush*. Tillfälliga aktiviteter i avrinningsområdet som exempelvis anläggningsarbeten kan också avsevärt höja halten av exempelvis suspenderat material, SS.

3.2.2 Långtidsvariation

Långtidsvariationer innebär huvudsakligen den skillnad i mängder och halter som finns mellan olika årstider. De största föroreningsmängderna per månad förekommer under höst och vinter, Larm (1994), vilket medför att den totala uttransporten av föroreningar är störst under denna tid. De största flödena sker vid snösmältning samt ihållande regn under höst och vinter. Under häftiga sommarregn inträffar de starkaste koncentrationerna enligt ovan. Malmqvist m fl (1994) hävdar att den mest förorenade avrinningen under sommaren har ca tre gånger högre halt än genomsnittet.

3.2.3 Snö och snösmältning

Under snösmältningen kan snö som ansamlats i det vägnära området ge momentant stora flöden av partikelbundna tungmetaller och kolväten. Koppar, zink och kadmium tillhör några av de ämnen som kan uppträda i mycket höga halter i början av snösmältningen. Snö och smältvatten kan innehålla flera gånger högre föroreningshalter än normalt där koncentrationen av COD (kemisk syreförbrukning) och bly kan förväntas vara fördubblad under vinterhalvåret jämfört med sommaren. Detta beror på ackumuleringen i snö och is som sedan spolas ut vid

snösmältning. Orsak till ökningen under vintern beror till stor del på användning av dubbdäck och körning med kalla motorer.

3.3 Föroreningar

3.3.1 Allmänt

De viktigaste kategorierna av föroreningar i vägdagvatten är suspenderat material (SS), syreförbrukande ämnen (BOD, COD), näringsämnen (P, N), tungmetaller¹ (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn), organiska föroreningar/petroleumprodukter (kolväten), mikroorganismer (koliforma bakterier) samt vid kemisk halkbekämpning även vägsalt (Na, Cl). Vissa föroreningar såsom suspenderat material, tungmetaller och organiska ämnen² är direkt beroende av trafikmängd, Lindmark och Lundberg (1994). Andra föroreningar är lokalt relaterade såsom bekämpningsmedel för underhåll av vägområdena samt näringsämnen från åkermark. Tabell 3.1 redovisar källan till de vanligaste föroreningarna samt de förkortningar som används.

Tabell 3.1 Beståndsdelar i vägdagvatten samt primära källor; Lindmark och Lundberg (1994), Malmqvist m fl (1994), Wei (1993).

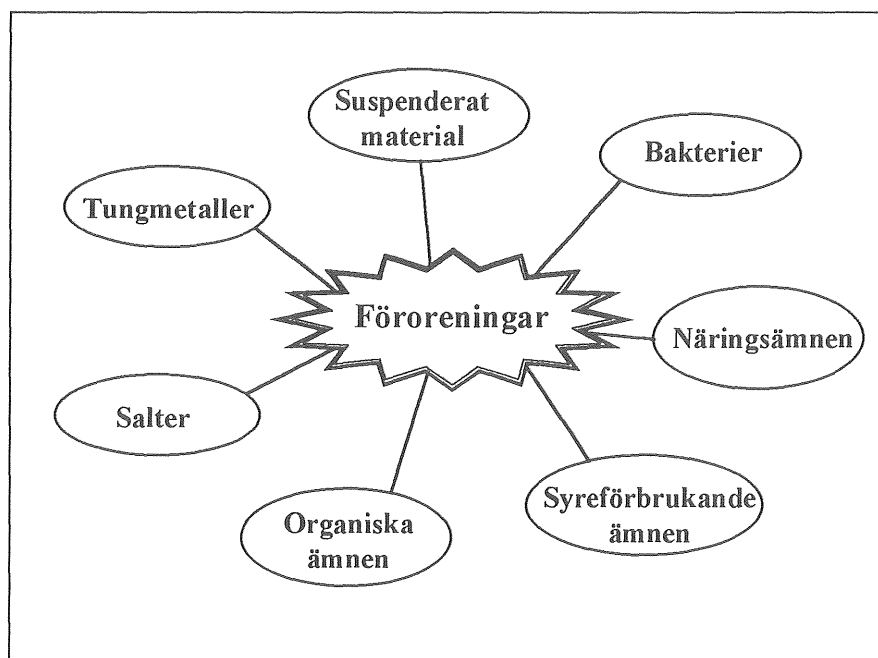
Beståndsdel	Förkortning	Källa
Fast material	TSS, SS	Vägslitage, fordon, atmosfär, underhåll, halkbekämpning
Fosfor	P	Atmosfäriskt nedfall, djurspillning
Kväve	N	Avgaser, atmosfäriskt nedfall
Brom	Br	Avgaser, halkbekämpningsmedel
Kalcium	Ca	Halkbekämpningsmedel
Kadmium	Cd	Däckslitage, bekämpningsmedel
Klorid	Cl	Halkbekämpningsmedel
Cyanid	CN	Halkbekämpningsmedel
Krom	Cr	Förkromade metalledar, bromsbeläggsslitage, rörliga motor-delar, vägmarkeringar
Koppar	Cu	Pläterad metall, rörliga motordelar, bromsbeläggsslitage, bekämpningsmedel
Järn	Fe	Korrosion, stålmaterial från t ex vägräcken, rörliga motordelar, järnhaltiga jordar
Kolväten	HC	Smörjolja och fett, diesel/bensin, kylvätskor, hydraulolja, asfaltsbeläggning
Mangan	Mn	Rörliga motordelar, manganhaltiga jordar
Natrium	Na	Halkbekämpningsmedel
Nickel	Ni	Diesel/bensin, smörjolja, bromsbeläggsslitage, asfalts-beläggning
Bly	Pb	Bensin (avgaser, läckage och spill), däckslitage (blyoxid "filler"), smörjolja och fett, rostskyddsspray
Platina	Pt	Katalysatorer på bilar
Zink	Zn	Däckslitage, olja (stabiliserande additiv), fett
Sulfat	SO ₄	Diesel/bensin, halkbekämpningsmedel, surt regn
Gummi	-----	Däckslitage
Bakterier	-----	Avfall, fågel- och djurfekalier, djurhållning

¹ Tungmetaller definieras som metaller med en densitet högre än 5 g/cm³, enligt Mäta vatten; Bydén m fl (1992).

² Här menas organiska ämnen från bränslen och smörjmedel.

3.3.2 Beskrivning av föroreningar

Fakta för nedanstående är hämtat från Lindmark och Lundberg (1994) och Larm (1994) då inget annat anges. Figur 3.2 visar översiktligt vilka föroreningsgrupper som hör till vägdagvatten.



Figur 3.2 Föroreningar som ingår i vägdagvatten.

3.3.2.1 Suspenderat fast material

Suspenderat material, SS, är fasta partiklar som är uppslammade i vatten och fungerar till stor del som bärare för en stor del av de metaller och kolväten som förekommer och är därför av stor betydelse. SS utgörs av både oorganiska och organiska partiklar som finns som uppslammad material i vägdagvatten. Avskiljs genom sedimentation, filtrering och adsorption i porösa material.

3.3.2.2 Bakterier

Hit hör fekala, koliforma samt patogena d v s sjukdomsalstrande, bakterier. Dessa härstammar vanligtvis från människor och djur. Eftersom dessa bakterier främst finns i områden med kreatursbesättning och stadsområden är detta av mindre vikt när det gäller vägdagvatten.

3.3.2.3 Näringsämnen

De viktigaste näringsämnena är fosfor och kväve då dessa orsakar övergödning i vatten vid för höga halter. Kvävet fördelar sig grovt enligt följande: 20% ammoniumkväve, 40% nitrat- och nitritkväve samt 40% organiskt kväve, Folkesson (1994). Fosfor utgörs vanligtvis av 5-50% fosfatfosfor, alltså löst form, och resten i fast form. Avskiljning kan ske genom processerna: sedimentation av partikelbundna ämnen, växtupptag genom biosorption samt denitrifikation som huvudsakligen gäller för kväve.

3.3.2.4 Syreförbrukande ämnen

Kemisk syreförbrukning, COD, är ett mått på den totala förbrukningen som sker vid nedbrytning av organiska och oorganiska ämnen. Biologisk syreförbrukning, BOD, är däremot ett mått på nedbrytning enbart av organiska ämnen. Ämnen som räknas till denna kategori är

fekalier, gräsklipp och annat naturligt organiskt material men även bensin, diesel och smörjolja som bryts ned mycket långsamt i de flesta fall.

3.3.2.5 Organiska ämnen

Aromatiska kolväten³ från bensin är de vanligaste föroreningarna men det förekommer även PAH (polyaromatiska kolväten), TCE (trikloretan), PCE (pentakloretan) och petroleumprodukter. Avskiljning av partikelbundna ämnen kan ske genom sedimentation eller filtrering. PAH är ofta bundna vid så fint suspenderat material att det tar lång tid för det att sedimentera. Det bör även nämnas att 3-6 ggr mer PAH sprids till vägens närhet, upp till 100 m, genom luften än vad som transporteras som direkt avrinning från vägbanan, NIVA (1984).

3.3.2.6 Tungmetaller

De mest uppmärksammade tungmetallerna i vägdagvattensammanhang är Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb och Zn. Endast en liten del av metallmängden brukar finnas som löst form och huvuddelen adsorberade till partiklar.

En betydande mängd av de tungmetaller som sprids orsakas av trafik. Tidigare var trafiken den största källan till utsläpp av bly, dock har detta minskat i och med införandet av blyfri bensin. Spridningen av tungmetaller, kemiska reaktioner och tillgängligheten för växter och djur påverkar i vilken form tungmetallerna föreligger. Vattenlösliga metaller kan förekomma som komplexbundna till oorganiska eller organiska ämnen eller förekomma som fria joner. I en studie av Yousef et al. (1985), redovisad av Larm (1994), framkom att mer än 70% av lösligt Cd och Zn förelåg i jonform, (M^{2+}), och är då skadligt för människor och djur. Vanligtvis överväger dock den partikelbundna andelen.

På senare år har även förekomsten av Pt uppmärksammats eftersom halterna har ökat. Vid en studie från 1984 till 1991 vid Kvillebäcken, Göteborg, erhöles en ökning från 3.0 till 8.9 ng/g av Pt-halten i sediment, Wei (1993). Halten ökade alltså nästan tre gånger samtidigt som blyhalten däremot nästan halverades. Orsak till ökningen av Pt har konstaterats bero på införande av katalysatorer i bilar och man kan därvid konstatera att en positiv förändring av vissa föroreningshalter ger negativa effekter av andra.

Lösligheten för metaller ökar starkt i sura miljöer, alltså vid lågt pH. Försurningen som pågår generellt innebär att markvattnet i naturen i högre grad än tidigare löser ut metaller ur jord och berggrund, Kihlström (1986). Trots nederbördens surhet är dagvattnet i allmänhet nära neutralt där normala pH-värden ligger i intervallet 6.0-7.2. Vägdagvattnets låga buffertförmåga innebär dock att pH lätt förändras vid transport över mark och i ledningar, Malmqvist m fl (1994).

Tungmetallerna är ej nedbrytbara och den princip som råder är att förhindra spridning genom att fastlägga dem som utfällning eller adsorberade till jord. Eftersom en stor del är partikelbundet är sedimentation effektivt. Tungmetaller i vatten finns huvudsakligen som komplex eller bundna till kolloidytor. Med kolloider menas mycket små lermineralpartiklar, humuspartiklar eller järn/mangan-hydroxidpartiklar, Bydén m fl (1992).

Förmodligen sprids mindre än 10-20% av tungmetallerna till vägens närhet, upp till 100 m, genom luften jämfört med vad som transporteras som direkt avrinning från vägbanan, NIVA (1984).

³ Kolväten utgörs av ett mycket stort antal föroreningar, troligtvis mellan 1000 och 10 000.

3.3.2.7 Salter

För halkbekämpning av vägbanan samt för dammbindning av grusvägar används stora mängder vägsalt innehållande Ca, Na och Cl. Detta löses upp i regn- och smältvatten och rinner sedan ut på slänter och ned i diken där det till största delen infiltreras. Vägsaltets klorider är lösliga och följer med markvattnet i rörelsen mot grundvattnet, därför är ofta mängden klorid väsentligt större i grundvattenprov tagna strax intill vägbanan än på långt avstånd från vägen. Natriumjonen i vägsaltet kan till viss del fastläggas temporärt i marken medan kloridjonen rör sig obehindrat genom marken. Klorid kan endast spädas ut vilket minskar koncentrationen men ej den totala mängden. Salthaltigt vatten kan spädas ut i havet, stora sjöar eller vattendrag med stor vattenföring.

Många metaller medföljer som föroreningar i saltet, som antibiotika för att hindra sammanklumpning tillsätts kaliumferrocyanid, Folkesson (1994).

3.3.3 Källor till föroreningar

Föroreningskällor till vägdagvatten kan allmänt uppdelas i följande kategorier, Lindmark och Lundberg (1994) samt Folkesson (1994);

- **Motorfordon:** avgaser, däckslitage, korrosion och slitage, läckage av petroleumprodukter
- **Halkbekämpning:** saltning med NaCl
- **Vägbeläggning:** asfaltsbeläggningar; makadam, stenmjöl, sand, grus och filler
- **Farligt gods:** kemikalier och petroleumprodukter
- **Atmosfäriskt nedfall:** våt- och torrdeposition

Figur 3.3 visar en översiktlig uppdelning av ovanstående, för en mer specifik uppdelning se Tabell 3.1.



Figur 3.3 Källor till föroreningar i vägdagvatten.

3.3.3.1 Avgaser

Avgaser utgör dominerande källa för många föroreningar i vägdagvattnet där de mest betydelsefulla ämnena är kväveföreningar, tungmetaller (främst bly) och ett mycket stort antal kolväteföreningar, Folkesson (1994). Föroreningsmängden påverkas i viss mån av körmonstret vilket innebär att utsläppen är betydligt mindre från fritt flytande trafik till skillnad från den som hindras av t ex köer. Då bildas bland annat polyaromater, PAH. Detta härrör från ofullständig förbränning vilket sker då temperaturen och/eller syretillförseln är otillräcklig, Kihlström (1986).

3.3.3.2 Däckslitage

Huvudsakligen består däck av gummipolymerer samt andra organiska ämnen. Däck innehåller mycket sot och flera tungmetaller, främst zink, Folkesson (1994). En betydande del av vägdagvattnets zinkinnehåll anses komma från slitage av däck. Material som innehåller zink har ofta vissa mängder kadmium som förorening, så även däck. Däckavnötningen ger upphov till partiklar som primärt är relativt stora men som succesivt övergår i mindre fraktioner. Slitage av dubbar ger förutom järn och aluminium även små mängder volfram och titan.

I Sverige antas att den totala mängden gummistoft som orsakas genom däckförslitning uppgår till 9 000 ton/år, Eskilsson (1995); (källa: Knutz, VV, 1993). Andelen från personbilar uppges vara 2/3, dvs 6 000 ton, och resterande del från tung trafik trots att den endast motsvarar ca 10% av trafikmängden. Tabell 3.2 visar gummistoftets sammansättning.

Tabell 3.2 Nedslitet gummistofts fördelning på olika ämnen, Eskilsson (1995).

Ämne	Andel i %
Gummipolymerer	50
Sot	25
Mjukgörare	1.5
Zinkoxid	1.5
Stearinsyra	0.7
Svavel	1.0
Antioxidanter	1.0
Katalysatorer (Cu, Zn, Pb)	0.5
Övriga tillsatser	0.3

3.3.3.3 Korrosion och slitage

Korrosion och slitage av material i fordon men även räcken, skyltar o dyl tillför vägdagvattnet betydande kvantiteter av föroreningar, främst tungmetaller, Folkesson (1994).

3.3.3.4 Läckage av petroleumprodukter

Förorening av vägdagvatten sker genom att oförbränt drivmedel tillför kolväten och bly. Smörj- och bromsoljor, fetter o dyl tillför kolväten och olika tungmetaller, Folkesson (1994).

3.3.3.5 Halkbekämpning

Där vägsalt används för halkbekämpning tillförs vägdagvattnet stora mängder Ca, Na och Cl men även metaller, se tidigare under *Salter*, Folkesson (1994).

3.3.3.6 Vägbeläggning

Ämnen från vägbeläggningen uppkommer i huvudsak genom slitage av beläggningen samt urlakning av beläggning och överbyggnad.

Beläggningsavnötning sker till stor del på grund av dubbdäcksanvändning och uppgår i Sverige till ca 450 000 ton per år, Folkesson (1994), detta motsvarar ca 15 000 fullastade lastbilar med släp. Materialet har i stort sett liknande sammansättning som slitlagret, d v s vanligtvis asfaltsbetong som består av ca 95% stenmaterial och ca 5% bitumen. Bitumendelen är en ansevärd källa till de organiska ämnen som förekommer i vägdagvatten. Närmast högtrafikerade vägar kan lager på flera centimeter avsättas årligen av ett närmast lerliknande material. Avnötningen av beläggning är dock under avtagande genom införande av nya dubbtyper och slitstarkare beläggningsmaterial.

Urlakningen av olika ämnen genom nedbrytning och vittring sker till största del vid vattnets passage genom beläggning och överbyggnad, Folkesson (1994). Tungmetallurlakning kan ske då vägmaterialet innehåller restprodukter som aska och slagg eller då sulfidhaltigt bergmaterial användes. Även färgen från vägmarkeringar anges kunna ge ett visst föroreningsstillskott genom organiska ämnen till vägdagvattnet.

3.3.3.7 Farligt gods

Risk för omfattande utsläpp av föroreningar föreligger då en olycka sker med fordon som transporterar farligt gods. Transporter av farligt gods på vägnätet är omfattande men olyckstillfällena är dock få, Folkesson (1994). Kemikalierna som transporteras är av mycket varierande typ där en huvuddel av transportvolymen utgörs av petroleumprodukter. Förutom direkt toxicitet är ämnets vattenlöslighet avgörande för de miljöskador som kan uppkomma. Examensarbetet är inriktat på de diffusa källorna från vägar som förorenar vägnära mark och ytvattenrecipienter, därför behandlas farligt gods endast schablonartat.

3.3.3.8 Atmosfäriskt nedfall

Nedfallet sker genom våt- eller torrdeposition och det atmosfäriska nedfallet ger ett visst föroreningsbidrag till vägdagvattnet, Folkesson (1994). Källans relativa betydelse ökar då trafikvolymen minskar. Till skillnad från flertalet ämnen i vägdagvattnet har N och P sitt huvudsakliga ursprung från atmosfärisk deposition. En studie av Malmqvist m fl (1994) påvisar att ca 80% av dagvattnets kväveinnehåll härstammar från atmosfäriskt nedfall, fosforinnehållet anges variera mellan 30-85%.

3.3.4 Föroreningshalter

För att kunna bedöma dagvattnets miljöpåverkan är det nödvändigt att känna till föroreningshalterna. Detta är dock svårt eftersom halterna är beroende av ett flertal parametrar såsom bl a trafikbelastning, klimat, årstid och vägkonstruktion. Metoderna som finns är att mäta på platsen i en befintlig anläggning eller alternativet att använda schablonvärden som grundar sig på mätningar vid liknande förhållanden. Det kan vara bättre att använda schablonvärden än osäkra mätresultat.

3.3.4.1 Schablonberäkning av föroreningshalter

Det aktuella avrinningsområdet delas upp i olika uppsamlingsytor, som efter omdöme anpassas till rådande förhållanden. En bedömning bör göras av den avsedda ytan och utifrån detta avgöra vilka föroreningshalter som skall väljas. Ifall ingen grund finns för en sådan bedömning bör intervallens mittpunkt väljas, Malmqvist m fl (1994). Schablonvärdena bygger på utförda mätningar av föroreningshalter, se Tabell 3.3.

Tabell 3.3 Schablonvärden för dagvattenföroreningar, Malmqvist (1994) och Larm (1994).
Inom parentes visas variationerna. [mg/l]

Ämne	Förkortning	Trafik	Industriområden	Fältundersökning ⁴
Vätejonkoncentration	pH	(6.0-7.2)	-	6.0-6.4
Kemisk syreförbrukning	COD	150 (110-190)	85 (60-110)	-
Suspenderat material	SS	(100-600)	-	-
Totalt fosfor	Tot-P	0.3 (0.2-0.4)	0.4 (0.2-0.6)	-
Totalt kväve	Tot-N	2.0 (1.5-2.5)	2.0 (1.5-2.5)	-
Koppar	Cu	0.05 (0.025-0.075)	0.09 (0.037-0.15)	0.015-0.380
Kadmium	Cd	(0.002-0.004)	-	0.0001-0.0019
Bly	Pb	0.085 (0.05-0.12)	0.065 (0.03-0.1)	0.01-1.2
Zink	Zn	0.21 (0.12-0.30)	0.33 (0.22-0.45)	0.056-1.3

Önskvärt vore att halterna för betydligt fler föroreningar kunde redovis. Det har dock ej gått att finna undersökningar som ger en redovisning som är utförligare. Vad som bör påpekas är att även ovanstående tabell innehåller stora variationer, jämför speciellt fältundersökningen. Denna skall dock beaktas med viss tveksamhet, se kapitel 8 *Fältundersökning med provtagning*.

3.3.4.2 Mätning av föroreningshalter

Den faktiska sammansättningen av dagvattnet i ett befintligt område kan erhållas genom mätningar på plats. Enligt Malmqvist m fl (1994) krävs att undersökningar utförs under lång tid för att ge trovärdiga mätresultat. Dagvattnet och nederbörden skall mätas kontinuerligt och proven skall mätas flödesstyrda för att ge ett riktigt genomsnittsvärde under en avrinning. Eftersom vägdagvattnet och därmed föroreningshalterna varierar kraftigt är det stor risk att mätresultaten är missvisande och vilseledande, särskilt vid stickprovsmätningar. Det bör uppmärksammas att ett visst bakgrundsflöde kan förekomma i form av dränerings- och grundvatten.

⁴ Mätningarna utförda i examensarbetet men skall endast ses som en jämförelse eftersom de är högst osäkra, se närmare kapitel 8.

3.4 Slutsatser och diskussion

Stor osäkerhet råder vad det gäller vägdagvattens föroreningsinnehåll och sammansättning. Först kan man fundera över vad som är föroreningar och ej. En förorening är ju i första hand ett främmande ämne på den plats som betraktas. Ifall ämnet skall klassas som miljöfarligt avgörs av om det har någon skadlig påverkan på recipienten, över detta råder idag en stor osäkerhet. Bland ämnena i vägdagvatten finns ett mycket stort antal kolväten över vilkas effekter det också råder stor tvekan. Man vet även att det förekommer ett flertal tungmetaller av vilka en del med säkerhet ger skadliga effekter. Även om det inte direkt kan påvisas skadliga effekter bör främmande ämnen trots det inte spridas till mark och vatten.

Variationerna i vägdagvattnets sammansättning, främst koncentrationerna, påstås i litteraturen vara relativt välkända. Detta bör dock ses med viss tvekan med tanke på de fältundersökningar som har utförts under examensarbetet, utförligare beskrivning i kapitel 8 *Fältundersökning med provtagning*. Vid en jämförelse med de högsta schablonvärdena i Tabell 3.3 och de högsta uppmätta värdena konstateras en mycket stor skillnad. Halten av bly är ca 10 ggr större och koppar och zink är ca 4-5 ggr större. Även om detta i allra högsta grad klassas som en s k *first flush* så är skillnaden så stor att det inte kan uteslutas att schablonvärdena är för låga trots att resultatet från fältundersökningen skall ses med viss tvekan.

Vad som är önskvärt och som kan betraktas som ett forskningsområde är en noggrant utförd mätning av föroreningsmängder i vägdagvatten under en längre tid. En sådan forskningsinsats bör omfatta ett flertal platser där varierande parametrar såsom trafikmängd, beläggnings ålder, vägutformning etc förekommer. Det som också bör utredas är vilka mängder som erhålls som bakgrundsbelastning i form av atmosfäriskt nedfall. Meningen med en sådan insats vore att få fram mer säkra schablonvärden som sedan kan användas vid beräkning av mängden föroreningar som ger belastning på recipienter.

Det viktigaste i allt miljöarbete torde vara att angripa källan till föroreningarna. För att kunna göra detta måste man veta varifrån föroreningarna kommer och vilken effekt de har. Man bör tänka på att risken finns när man tar bort ett ämne att det ersätts med något annat som man inte har någon erfarenhet av och att detta kanske har en än mer negativ påverkan. Exempel på detta är införande av katalysatorrening som har gett en ökning av platinahalter, därvid inte sagt att de negativa effekterna är större än de positiva. En relativt stor minskning av föroreningshalter har skett vid t ex införande av blyfri bensin, annan gummiblandning i däck, övergång till s k lätt dubb i dubbdäck och slitstarkare vägbeläggningar, se kapitel 5.3 *Minskad spridning av föroreningar*.

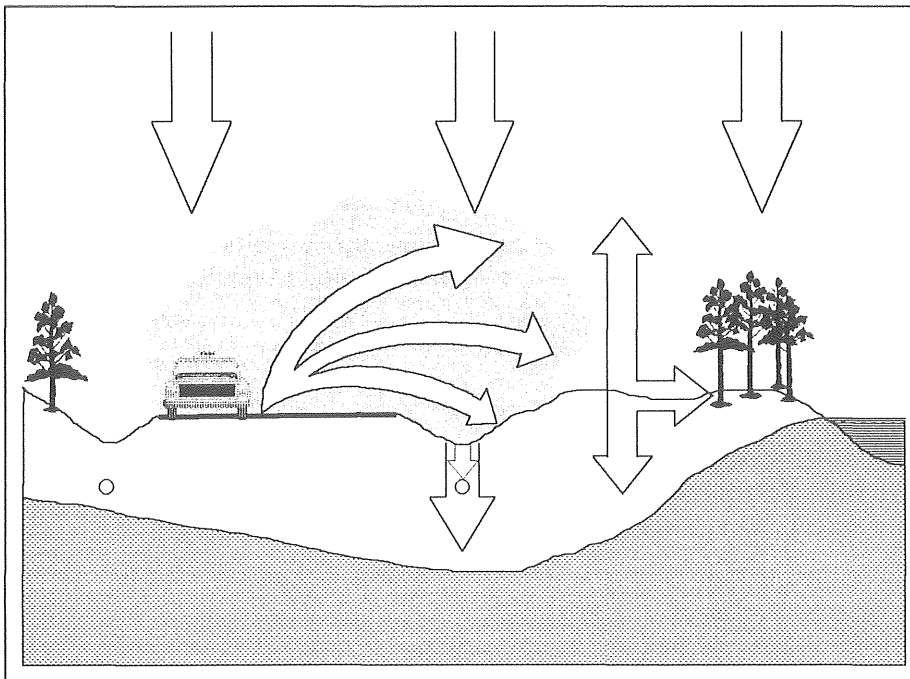
4 Vägdagvattnets recipientpåverkan

"Människan har med sina aktiviteter en sällsam förmåga att negativt påverka sin omgivande miljö. På land är spåren oftast mycket synbara, men håller man något i vattnet spolas det bort. Förr eller senare ser vi dock effekterna även där med blotta ögat. Då måste det vara bättre att stoppa utsläppen innan fiskliken guppar i viken", Mäta vatten, Bydén m fl, (1992).

Vid bedömning av vägdagvattnets påverkan måste hänsyn tas till både sammansättning och recipientförhållanden. Ett vattendrag kan vara känsligt för påverkan av olika slag och man bör skilja på akut toxisk påverkan och mer långsiktig påverkan som exempelvis eutrofiering, d v s tillväxtstimulering, SNV (1983). Det är dock inte enbart vattendrag som skall betraktas som recipienter när det gäller omhändertagande av vägdagvatten utan även marken i vägens närhet.

4.1 Allmänt

Mänskliga aktiviteter i form av trafik leder till en deposition av bland annat näringsämnen, syreförbrukande ämnen, tungmetaller, toxiska organiska ämnen, fekala bakterier, damm och sand på urbana ytor. Vid regn spolas dessa av ytorna och bidrar till förorening av recipienter, Larm (1994). Påverkan på recipienten bestäms till storlek och art av både vägdagvattnets sammansättning och de förhållanden som råder i recipienten. Det har påvisats vägdagvatten med så höga halter av föroreningar, speciellt tungmetaller, att levnadsplatser för växter och djur förstörs och att känsliga arter försvinner. Figur 4.1 nedan visar schematiskt hur föroreningar når olika recipienter.



Figur 4.1 Schematisk beskrivning av föroreningars väg till recipienter, NIVA (1984).

Bioackumulering samt ackumulering i sediment förekommer och denna påverkan medför t ex minskad artmångfald och instabila ekosystem. Vissa recipientproblem pågår under lång tid och ej enbart vid specifika regntillfällen, detta gör att effekt- och orsaksförhållandena blir svåra att analysera.

4.2 Föroreningarnas påverkan

Nedan följer en allmän beskrivning av den påverkan som sker på recipienter, enligt Lindmark och Lundberg (1994) samt Larm (1994) då ingen annan källa anges.

4.2.1 Estetisk påverkan

Åsynen av smutsigt vatten, skräp, oljefilm eller skum samt luktproblem.

4.2.2 Suspenderat material

Partiklar som sedimenterar ger en minskad volym i dammar samt minskat flöde i ledningar och vägbrunnar. Sedimenterat material har även andra föroreningar bundna till sig där partiklar som har sedimenterat i vattendragen kan ge en mer långsiktig påverkan genom syretäring och utlösning av tungmetaller, SNV (1983).

4.2.3 Syrebrist

För hög belastning av näringsämnen orsakar övergödning av alger och vattenlevande växter vilket kan leda till igenväxning. Vid nedbrytning av organiskt material förbrukas syre och då detta sker snabbare än tillförseln från naturliga processer uppstår syrebrist. Det som sker är att bakterier oxiderar växtmaterial och syret förbrukas därmed. Syrebrist uppstår oftast i bottenskiktet vid för dålig omblandning vilket kan leda till fiskdöd. Då syrebrist, anaeorobi, inträffar frigörs tidigare stabila föroreningar, dessa blir därmed tillgängliga för växter och djur.

Gaser skapas då ammoniak reduceras till ammonium och sulfat reduceras till sulfid vilket kan generera luktproblem. Då syrefattigt bottenvatten omblandas med ytvatten kan det uppstå giftig miljö för bland annat fiskar.

Syrebrist kan även orsakas av petroleumämnen som täcker akvatiska organismer och deras miljö med oljefilm vilket därmed hindrar tillförseln av syre.

4.2.4 Toxicitet

Toxiska problem kan uppstå från metaller, bekämpningsmedel eller svårnedbrytbara organiska ämnen. Påverkan kan vara akut eller kronisk beroende på koncentration, recipientens känslighet samt övriga förhållanden. Instabilitet uppstår hos habitatet och detta kan leda till förändrad struktur i de akvatiska samhällena genom att en favorisering sker av mindre känsliga arter.

Det är svårt att uppskatta påverkningsgraden av en specifik förorening på vissa delar i ekosystemet. Effekten av en viss mängd förorening av ett ämne kan vara skadlig i en situation men mindre allvarig i en annan. Flera ämnen som i sig är ofarliga kan tillsammans skapa en giftverkan, s k synergism. Faktorer som påverkar giftigheten är t ex pH, syrehalt och temperatur.

4.2.5 Tungmetaller

Många tungmetaller används inte av levande organismer och är därför giftiga vid ringa förhöjning av halter, Bydén m fl (1992). De flesta tungmetaller förekommer normalt i mycket låga halter men kan runt vissa mineralfyndigheter finnas i naturligt höga koncentrationer. Eftersom tungmetallerna är oförstörbara kommer de att cirkulera i miljön i allt högre halter. De försvinner endast temporärt utom räckhåll för det biologiska livet genom sedimentation i sjöar och hav. Dock kan tidigare bundna metaller frigöras vid ändrade pH- och syrgasförhållanden,

liksom mekanisk omblandning vid t ex muddringsarbeten. Omsättningen av metaller påverkas av försurningen då de får ökad löslighet vid lägre pH och därmed kan lakas ut från mark till vatten. pH-värdet i sjön har sedan betydelse för fastläggning och utlösning av metaller från sediment.

4.3 Variationer i recipientpåverkan

Vägdagvattnets recipientpåverkan varierar beroende av:

- Nederbördens karakteristik
- Årstidsvariation
- Belastningens variation
- Avrinningsområdets markanvändning
- Recipienttyp
- Spridning från vägen.

4.3.1 Nederbördens karakteristik

Nederbörden varierar i Sverige både vad det gäller årstid och geografiskt läge. De kort- och långtidsvariationer som förekommer under ett nederbördstillfälle har beskrivits tidigare och det är viktigast att poängtera effekten av den första stöten med koncentrerade föroreningar, s k "*first flush*", Larm (1994). Denna är mest påtaglig efter lång tid utan regn då stora mängder föroreningar har ackumulerats på vägbanan. Vid häftiga regn spolas en större andel av föroreningarna bort och intensiteten har vanligtvis större betydelse än varaktigheten.

4.3.2 Årstidsvariation

Eftersom vinterns variation är kraftig i Sverige både vad det gäller geografiskt som årsvis är det omöjligt att generellt uppskatta föroreningarnas variation. Stor del av föroreningarna binds i snövallar vid vägen eller snö på vägen. Vid snösmältningen frigörs sedan dessa föroreningar.

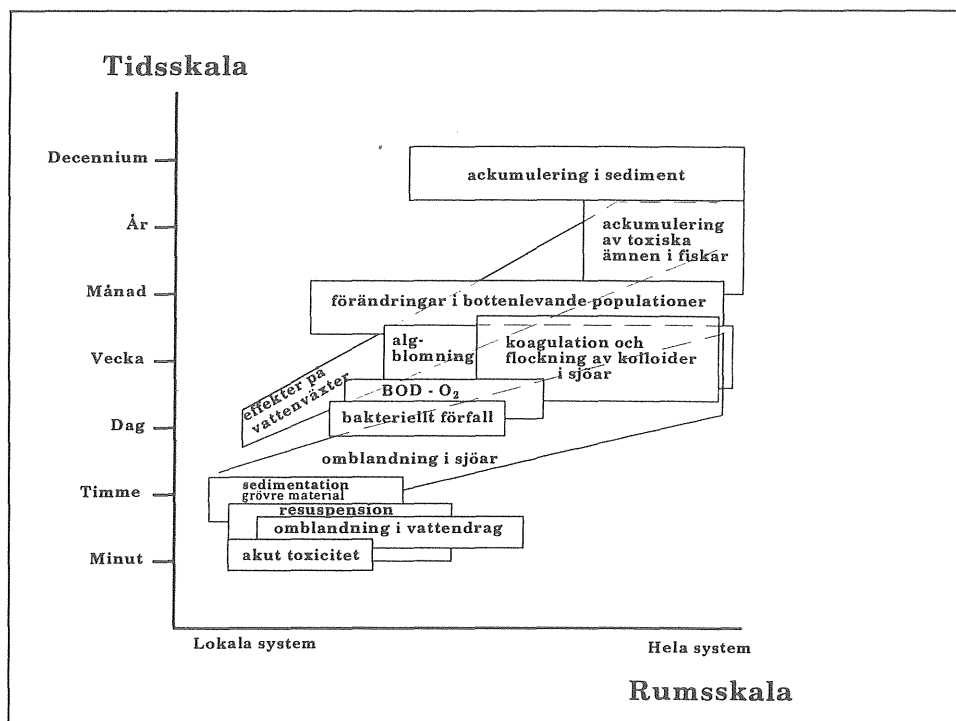
Hälften av den årliga masstransporten av PAH kom från avrinningen av vägen samt från de smältande snövallarna under några intensiva snösmältningsveckor, detta har visats i en norsk undersökning av en motorväg 50 km norr om Oslo, NIVA (1984). Undersökningen visar också att de flesta föroreningarna deponeras inom 5 m från vägen förutom de föroreningar som sprids genom luften. Koncentrationen av föroreningar kan bli väldigt hög i snö som ligger utmed gator och vägar. Detta bör uppmärksammas även för s k snötippor där förorenad snö tippas vilket ofta sker i eller vid vattendrag.

4.3.3 Belastningens variation

Föroreningsbelastning från vägdagvatten på recipienter sker ej kontinuerligt vilket innebär svårigheter att ge begränsande faktorer på vattenkvaliteten med hänsyn till recipienternas ekologi. Belastningen är till viss del knuten till flödet under kort tid, se ovan, men även belastning under lång tid har stor inverkan på recipienter.

Vid betraktande av ett ekosystem är påverkan i tid och rum viktigt. Rumsskalorna kan variera från mikroskopiska till globala och tidsskalorna kan variera inom ett ekosystem för arter, processer och förhållanden mellan arter och processer under vitt skilda tidsskalor. Som ett exempel kan biokemiska processer mätas i delar av en sekund medan populationsprocesser som omfattar arters hela livslängd kan variera från enstaka timmar till hundratals år, Larm (1994). Sjöar har längre uppehållstid än vattendrag och därmed en längre tidsskala vad det

gäller föroreningarnas påverkan. Figur 4.2 ger en indikation på tids- och rumsskalor för olika slags påverkan på recipienten.



Figur 4.2 Tids- och rumsskalor för recipientpåverkan, Larm (1994).

4.3.4 Avrinningsområdets markanvändning

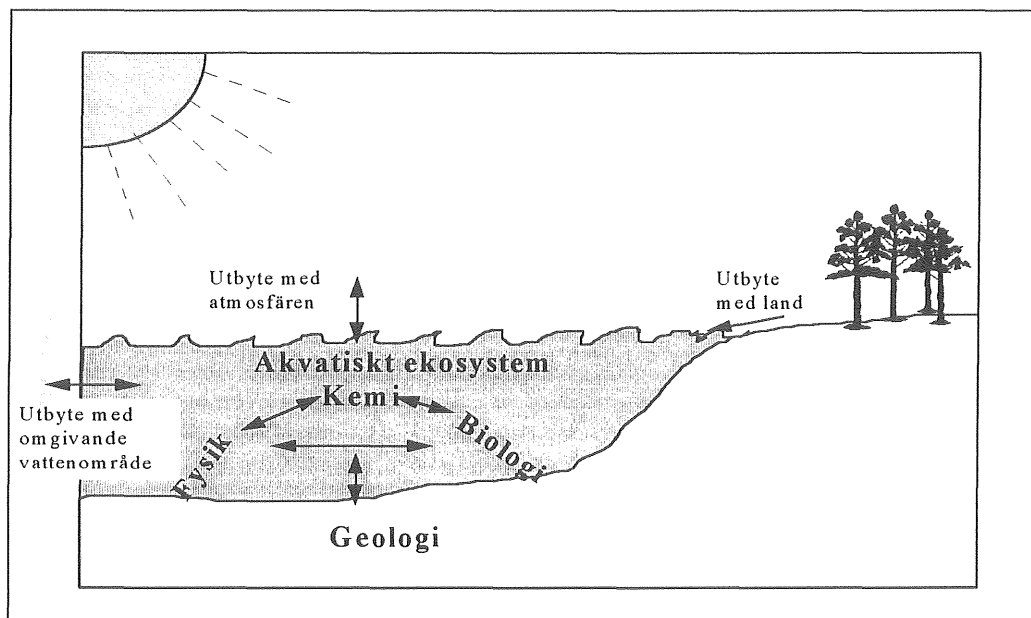
Dagvattnet som rinner av från vägar innehåller alltid föroreningar men trots detta är det inte säkert att problem förorsakas i recipienten. En betydande faktor är trafikbelastningen och enligt Lindmark och Lundberg (1994) orsakar troligtvis avrinning från större vägar på landsbygden med låg medeldygnstrafik inga skadliga effekter. Studier indikerar att en gräns går vid ca 30 000 fordon/dygn. Vägdagvatten från större vägar med hög medeldygnstrafik orsakar i stort sett alltid skadliga effekter. Omfattningen avgörs dock av omgivningens känslighet.

I Sverige trafikeras ca 4.5 miljoner m² vägyta av mer än 30 000 fordon/dygn enligt statistik från Vägdatabanken. En uppskattad dagvattenavrinning på 2.8 miljoner m³/år erhålls med avrinningskoefficienten 0.9 och årsmedelnederbörden 700 mm. Vattenmängden är likvärdig med mängden spillavloppsvatten från ett samhälle med ca 25 000 invånare under ett år.

4.3.5 Recipienttyp

I vattendrag med liten vattenomsättning eller stora årstidsvariationer i vattenstånd alternativt vattenföring kan dagvattenutsläppen ge stor påverkan. Vid utsläpp i små lokala bäckar eller vikar kan föroreningsmängderna vid varje avrinning ha stor påverkan medan det för större vattendrag är föroreningsmängderna per år eller säsong som spelar störst roll, Malmqvist m fl (1994). Recipientens storlek och typ bestämmer dess förmåga att späda ut och/eller uppta föroreningar utan att toxiska effekter uppstår. Vatten med höga halter av organiskt material har en större förmåga att inaktivera metaller genom sin komplexbindande förmåga.

Det krävs att hänsyn tas till alla olika processer som ger ett akvatiskt ekosystem sina karakteristiska egenskaper, Bydén m fl (1992). Processerna som förekommer är fysiska, kemiska, biologiska samt geologiska och de skapar tillsammans utbytet mellan sjö/hav - atmosfär - land och omgivande vattenområde, se Figur 4.3.



Figur 4.3 Samband mellan delprocesserna i ett akvatiskt ekosystem enligt Bydén m fl, (1992).

4.3.6 Spridning från vägen

Spridning av föroreningar sker genom transport i luften, genom stänk och med det avrinnande vägdagvattnet. Luftburen transport sker i gas- eller aerosolform samt är ämnesspecifik och skiljer sig mellan olika kolväten och tungmetaller. Beroende på storlek, vikt och en del andra aerodynamiska egenskaper deponeras en del av de tyngre partiklarna på vägytan medan andra fraktioner deponeras i den vägnära miljön eller transporteras långväga, Folkesson (1994). I vägdagvatten sker ämnestransporten i form av lösta ämnen (jonform), uppslammade partiklar samt emulgerade ämnen.

Flera studier av bly, som finns avgaser, har gjorts och det påvisas att lätta former transporteras mycket långt. Folkesson (1994) hävdar att 86% av det trafikemitterade blyet transporteras längre än 50 m från vägen, 6% deponeras inom 50 m och 8% tillförs dräneringsvattnet. Bly skiljer sig därmed avsevärt i förhållande till övriga tungmetaller som samtliga deponeras till 100% inom 10 m från vägen.

Av kolvätena anges att endast 1-5% av de sk lågmolekylära stannar i det vägnära området till skillnad från de sk högmolekylära där ca 30% stannar.

En del av föroreningarna som deponeras på vägytan kan resuspenderas, d v s återlösas, och därefter lufttransporteras kortare eller längre sträcka. Föroreningarna kan även upptas i vattenfas och eftersom tungmetallerna i hög grad är associerade till små partikelfraktioner kan detta bli betydande.

Stänk från trafiken utgör ett annat viktigt transportsätt av föroreningar. Detta sker genom den sprej som bildas vilken primärt kan nå ett tiotal meter från vägkanten.

4.4 Förändring av recipient

Nedan följer en allmän beskrivning av ekologisk förändring där toxiska effekter och effekter av förändrat pH förklaras närmare. Detta följs av en beskrivning av den förändring som sker i ytvatten och här sker en allmän beskrivning av de mekanismer som förekommer vid omhandertagande av föroreningar följt av en beskrivning av eutrofiering och hydrologisk förändring. I delen påverkan på mark beskrivs främst effekter av halkbekämpning och dubbdäcksanvändning. Slutligen en översiktlig beskrivning av effekter på grundvatten, trots att examensarbetet ej behandlar grundvatten är detta dock relevant för helhetsbilden.

4.4.1 Ekologisk förändring

Påverkan på ekologiska vattensystem kan påvisas av förändringar i både struktur och funktion även om det i många fall är svårt att särskilja antropogen, d v s mänsklig, påverkan och naturliga förändringar. Arterna har olika känslighet och har därmed olika snäva krav på habitatens miljö där mindre känsliga arter tål större förändringar av t ex vattendjup, temperatur, pH och syrehalt, Larm (1994). För att skydda ett habitat krävs även att hänsyn tas till förändringar i tiden på grund av att vissa arters känslighet varierar med både årstid och livstid.

Förändring och effekt på landfauna sker troligtvis endast inom 50 m från vägar. Vid trafikvolym över 25 000 fordon per dygn kan förhöjda halter av metaller förekomma så att högre stående djur påverkas. Då rovdjur utnyttjar djur som till följd av stationärt levnadssätt har hög tungmetallhalt finns det risk för höjd koncentration av tungmetaller uppåt i näringskedjorna.

4.4.1.1 Toxisk effekt

Vid biologiska analyser under kortare tidsperioder har vägdagvatten generellt indikerat låga toxiska effekter, dock har stora toxicitetsproblem uppmärksammats vid analys av recipienter under längre tid. Vägdagvattnet har då påvisbara effekter på akvatiska organismer. Exempel på detta är förstörelse av habitat p g a höga flöden, ackumulering och kemiska förändringar i sedimenten. Långtidseffekter påvisas endast i sjöar samt i vattendrag på långt avstånd nedströms utsläppspunkten, d v s i ackumulerande områden, Larm (1994). Direkttillförsel av vägdagvatten från broar kan medföra kraftig förorening av mark och sediment under broarna, Folkesson (1994).

Utsläpp av metaller och miljögifter utgör ett speciellt problem då dessa ämnen ej kan tas om hand och omvandlas till något användbart i naturen, SNV (1983). Vissa produkter lagras och anrikas i kretsloppets olika led och därmed minskas således den tillgängliga mängden. Det är främst organismer i den övre delen av näringskedjan som drabbas av denna typ av föroreningar och då till största del av bly, kadmium och kvicksilver. De giftiga ämnena ingriper på olika sätt i organismernas funktion och skadorna kan ta sig uttryck i bland annat genetiska skador, ärftliga sjukdomar och missbildningar.

4.4.1.2 Effekt av förändrat pH

Lösligheten av metaller är till stor del beroende av pH-värdet i jord och vatten. Vid sänkt pH, alltså surare miljö, ökas förmågan att lösa ut metaller ur jord och sediment. Pågående försurning, framförallt i södra Sverige, innebär att buffertkapaciteten försämras och att pH på sikt sjunker. Detta gör att känsligheten ökar i mark och vatten för tillförsel av vatten med låga pH, Kihlström (1986). Sannolikt är det en ökad löslighet som avspeglas i sambandet mellan pH i vattnet och halten av t ex kadmium och aluminium i svenska sjöar.

Trots nederbördens surhet är dagvattnet i allmänhet nära neutralt där normala pH-värden ligger i intervallet 6.0-7.2. Vägdagvattnets låga buffertförmåga innebär dock att pH lätt förändras vid transport över mark och i ledningar, Malmqvist m fl (1994). I vägnära markmiljö är pH ofta höjt till följd av tillförsel av basiska ämnen från trafiken.

4.4.2 Förändring av ytvatten

4.4.2.1 Allmänt

Vid utvärdering av effekter orsakade av vägdagvatten måste hänsyn tas till den andel av avrinningsområdet som utgörs av förorenad yta, d v s vägen och den vägnära miljön. Det är när denna andel och dess relativa föroreningsbidrag blir stora som effekterna i recipienten särskilt bör uppmärksammas. Effekterna som kan uppstå är givetvis förknippade med recipientens känslighet som kan variera stort.

4.4.2.2 Mekanismer och störningar vid omhändertagande av föroreningar

Generellt påverkas föroreningarna i vatten av bl a följande mekanismer, Folkesson (1994):

- utspädning
- kemisk omvandling
- sedimentation
- turbiditet
- mikrobiell nedbrytning
- upptagning i växter och djur
- vidaretransport.

4.4.2.2.1 Utspädning

Utspädningen i vatten som tar emot föroreningar har stor betydelse för toxiciteten som reduceras kraftigt. Det är t ex stor skillnad på en liten bäck med lågt flöde under sommaren då ett häftigt regn uppstår och för med sig stora mängder föroreningar jämfört med ett större vattendrag som har ett relativt stort flöde hela året. För större recipienter har dagvattnet liten kvantitativ betydelse för vattenomsättningen och därmed är det den totalt årliga belastningen som har betydelse.

4.4.2.2.2 Kemisk omvandling

Kemiska förhållanden i recipienten ändras kontinuerligt med tillförsel, sedimentation, borttransport och biologisk omvandling av föroreningarna som förts med vägdagvatten. De kemiska omvandlingarna styrs till stor del av temperaturen vilket innebär stor skillnad på sommar- och vinterförhållanden, Folkesson (1994). Bindningen av tungmetaller i sediment är till stor del beroende av pH. Ett lågt pH medför större urlakning av metaller varvid ett högt ger starkare bindning.

4.4.2.2.3 Sedimentation

Sedimentation är den helt dominerande processen för minskning av föroreningshalterna i recipienten. Stora mängder föroreningar bortförs därigenom från den fria vattenvolymen till sediment som fastläggs på recipientens botten. Eftersom detta är den vanligaste reningsformen, både naturligt och på konstgjord väg, har det stor påverkan på bottenlivet i sjöar och vattendrag. Störningar på bottenfaunan kan ske rent fysiskt genom att partiklar från vägbeläggningen orsakar t ex igensättning av porer eller minskad vattengenomströmning. Detta kan orsaka minskad syresättning. Recipienter som tar emot förorenat dagvatten från starkt

trafikerade vägar karakteriseras ofta av att stora mängder toxiska ämnen, såsom tungmetaller och kolväten, lagras i sediment.

En viss risk finns att resuspendering, d v s återlösning, av sediment förekommer vid kraftigt vattentillskott, Folkesson (1994).

4.4.2.2.4 Turbiditet

Turbiditet, d v s grumlighet, är en vanligt förekommande effekt orsakad av vägdagvatten. Anledningen är den stora mängd fina partiklar som kommer från bl a vägbeläggningar. En ökad turbiditet av vattnet ger bl a sämre ljusförhållanden vilket ger en påverkan av fotosyntesen och de allmänna livsbetingelserna för växter och djur. Hög turbiditet kan medföra att fiskars gälar blockeras av partiklar.

4.4.2.2.5 Mikrobiell nedbrytning

Mikrobiell nedbrytning och omvandling sker under gynnsamma förhållanden i en recipient, en betydande del av vissa organiska föreningar i vattenmiljön kan då brytas ned. Ifall en eller flera av de viktiga parametrarna temperatur, pH, graden av aerobi samt det organiska materialets mängd och kemiska egenskaper är ogynnsamma kan inte denna viktiga nedbrytning ske.

Nedbrytning av organiska föreningar förbrukar syre varvid syrgashalten sjunker. Än större påverkan har oftast nedbrytningen av växtbiomassan vars tillväxt har stimulerats av tillförda näringsämnen. Vid förändrad syrgashalt påverkas balansen mellan syreproducerande och syretärande processer d v s uppbyggnad av organisk substans genom fotosyntes samt respiration och nedbrytning av organisk substans. Minskad syrgaskoncentration är en av de mest typiska störningarna i recipienter påverkade av vägdagvatten, Folkesson (1994).

4.4.2.2.6 Föroreningsupptag av växter och djur

Upptagning i växter och djur åstadkommer en betydande rening av recipientens vatten. Såväl plankton som högre växter tar upp föroreningar i biomassan. För att erhålla en total minskning krävs att biomassa bortförs annars sker endast, i stort sett, en fördröjning av föroreningarnas transport till sediment eller borttransport från ekosystemet, Folkesson (1994). I sötvatten är oftast fosfor det begränsande näringsämnet och tas med lätthet upp av vattenvegetationen som därvid kan tillväxa starkt. En följd av detta är bl a den syrebrist som kan uppstå vid nedbrytning av det förmultnande växtmaterialet ifall det ej bortförs. Vid hög halt av toxiska ämnen kan upptagningen av näringsämnen störas och därmed minskar växternas vitalitet.

För vattendjurs yngelstadier är vattenkvaliteten under sommarperioden särskilt kritisk. Ofta inträder de högsta toxiska effekterna under sommaren då låga bakgrundsflöden och höga momentana belastningar förekommer efter långa torrperioder. Även låga föroreningshalter kan medföra att vandringsfisk undviker ett dagvattenförorenat vattendrag, Folkesson (1994). Påvisbara effekter har skett i Halmstad efter införande av våtmarksrening före utsläpp till ån Fyllesån. Efter reningens införande har öring åter börjat vandra upp i ån för att leka, muntligt Graveleij (1995).

4.4.2.2.7 Vidaretransport

Vidaretransport av föroreningar medför att en viss mängd av de tillförda ämnena försvinner ut ur ekosystemet. Borttransporten av föroreningar kan variera stort beroende på recipienttyp, storlek etc.

4.4.2.3 Eutrofiering

Rubbas syretillgången i vatten kan det få drastiska konsekvenser för allt liv p g a att den är av primär betydelse, SNV (1983). I vattnet pågår naturligt en syreproducerande process, uppbyggnad av organiskt material genom fotosyntes, och två syreförbrukande processer, respiration och nedbrytning. Detta medför att materialet i en sjö i balans ingår i ett ständigt kretslopp. Vid belastning av tillförda organiska ämnen rubbas balansen och syreförbrukning uppstår vid nedbrytning.

Då närsalterna kväve och fosfor tillförs stimuleras tillväxten av ytterligare organiskt material såsom sjöns växter, planktonalger och strandväxter. Även denna nedbrytning ger upphov till samma skadeverkan som det direkt tillförda organiska materialet, dock åtgår betydligt större syremängder. Normalt i sötvattenssjöar är fosfor det begränsade näringsämnet till skillnad från havsvatten där kväve har störst påverkan, Wittgren (1994).

4.4.2.4 Hydrologisk förändring

Det är väsentligt att upprätthålla de hydrologiska cykler som naturligt förekommer för att minimera såväl erosions- och sedimentationsproblem som grundvatten- och basflödesproblem. De naturliga ytvattensystemen och deras biologiska processer samt mångfalden i habitaterna är viktiga att bevara för att kunna bibehålla fungerande balans i akvatiska system.

En urbanisering innebär i stort sett alltid en förändring av vattenförhållande i en recipient. Grundvattennivån sänks då vattnet leds bort på hårdgjorda ytor som asfalt och betong då dessa förhindrar infiltration. Vid sänkt grundvattenyta minskar de naturliga basflödena till vattendragen. Borttagande av naturlig markvegetation eliminerar växternas vattenupptag och förmåga att kvarhålla vatten vilket leder till att volymen avrinnande vatten ökar. Eftersom flödena blir mer koncentrerade i volym p g a snabbare tillrinning till vattendragen ökar graden av erosion och fler översvämningar uppstår. Förändringarna som sker inverkar på förmågan som habitat åt naturligt förekommande arter samt strukturen på det akvatiska ekosystemet, Larm (1994).

I mycket ogynnsamma fall kan en mycket kraftig vägsaltning medföra så stor saltkoncentration i sjöar att densitetsskiktning uppstår. Detta kan medföra att de årliga totala omblandningarna som normalt uppstår vår och höst helt kan utebli, Folkesson (1994).

4.4.3 Påverkan på mark

Vägrenen avviker ofta kraftigt från omgivande naturlig mark vad det gäller struktur, hydrologi, kornstorlekssammansättning, kemi och humusform. Även marken i det vägnära området utanför vägrenen karakteriseras vanligtvis av avvikande kemiska egenskaper jämfört med naturliga förhållanden. Förändring och effekt på mark och landfauna sker troligtvis endast inom 50 m från vägar. Typiska förändringar är förhöjt pH samt förhöjda salt- och tungmetallhalter, Folkesson (1994).

4.4.3.1 Effekter av halkbekämpning

Halkbekämpning med vägsalt kan innebära markförändringar. Det kan inträffa så höga Na-halter att de mycket små kolloida markpartiklarna, 0.001-0.1 μm , löses och aggregaten bryts upp. Den försämrade bärigheten och markstrukturen kan innebära komprimering vilket medför en stark störning av vattentransporten genom den vägnära marken. Salthalten i marken varierar vanligtvis med årstiden där det under vintern samlas mycket salt i snövallar vilket ger ett stort salttillskott vid den momentana snösmältningen. Salthalten avtar dock med tiden och framemot hösten har vanligtvis Na- och Cl-halterna nått ned till mer normala värden, Folkesson (1994).

Vattentillgängligheten för växternas rötter minskar p g a markens komprimering med torkstress hos växterna som följd. Ökad salthalt i markvätskan innebär fysiologiska effekter för växterna genom att växrötternas vattenupptagning försvåras.

Saltning har även effekt på att tungmetallernas rörlighet i marken ökar. Detta sker genom att höga halter av natrium dispergerar det naturligt förekommande organiska materialet, d v s finfördelar partiklar i en vätska utan att lösning bildas, vilket leder till att mindre och lätttrörligare organiska föreningar bildas. Genom komplexbindning till dessa ökar rörligheten hos tungmetallerna.

4.4.3.2 Effekter av dubbdäcksanvändning

De effekter som dubbdäcksanvändning medför är att det avnötta beläggingsmaterialet deponeras längs vägen som ett mycket finkornigt material. Eftersom finkornigheten är lerliknande och att det kan avsättas centimetertjocka lager årligen utmed högtrafikerade vägar gör att en mycket avvikande struktur bildas, Folkesson (1994). Det avsatta materialet har i stort sett samma innehåll som beläggningen vilket ger ca 5% innehåll av bitumen för asfaltsvägar. En utförligare beskrivning av dubbdäcksanvändning finns i kapitel 5.3 *Minskad spridning av föroreningar*.

4.4.4 Påverkan på grundvatten

Infiltration av förorenat grundvatten innebär viss risk för kvalitetsförsämring hos grundvatten. Känsligheten ökar då grundvattenytan ligger nära markytan. Förorening av grundvattnet bör ses som en allvarlig miljöpåverkan eftersom det utgör en viktig resurs och att föroreningarna har en lång uppehållstid samt att åtgärder är svåra och kostsamma att utföra, Larm (1994).

Förhöjda halter av salt, främst klorid, i grundvatten är en av de mest uppmärksammade föroreningarna. Undersökningar påvisar betydlig risk för ackumulering av klorid orsakad av vägsaltning, Folkesson (1994). Klorid perkolerar relativt obehindrat igenom marken och når till slut grundvattnet, den enda egentliga reningen är utspädning till lägre koncentrationer. Det är relativt sällan som gränsvärdena för dricksvatten överskrids. Stor försiktighet måste dock vidtagas för att skydda vattentäkter såväl från vägsalt som andra föroreningar.

Organiska föroreningar från vägar har förmodligen en ringa föroreningsrisk på grundvattnet tack vare markens naturliga reningsförmåga. Olösta ämnen fastläggs i de översta markskikten och organiska ämnen bryts till största delen ner av mikroorganismer antingen i markytan eller under passagen genom marken, Folkesson (1994).

Förorening från olika metaller skiljer sig stort beroende på sorptionsbenägenhet och rörlighet i marken. Variationen mellan olika marktyper spelar stor roll och medför därvid stor variationsvidd.

4.5 Mätmetoder

Vid planering av mätningar av vattenkvalitet och påverkan i en recipient måste man tänka på de olika delprocesser som förekommer, se Figur 4.3. Vid provtagningen bör man eftersträva att mäta någon parameter i varje process, Bydén m fl (1992). Eftersom föroreningarna varierar i tid och rum, se Figur 4.2, krävs att olika strategier för mätning och kvantifiering av recipientpåverkan undersöks. Det förekommer flera processer i en recipient och dessa inkluderar dilution (utspädning), assimilation (upptag), transport, sedimentation, förfall och

frigörelse, Larm (1994). Vid studie av de utredningar som är gjorda om dagvattnets sammansättning och koncentration av föroreningar är det uppenbart att det krävs en hög mätfrekvens.

4.5.1 Bioindikatorer

Detta är en metod att uppskatta påverkan på recipienten med hjälp av t ex vattenmossa och musslor, Larm (1994), som ger en bild av dagvattnets verkliga karakteristik. Påverkan av förorenat dagvatten kan skapa instabilitet i ekosystemen och detta ger en biologisk effekt som visar en uppskattning av upprepade och komplexa effekter på recipienten. Biologiska samhällen kräver tid för att återställa sig efter påverkan och bioindikatorerna ger därmed en bild av den komplicerade föroreningssituationen under längre tid. Vissa ämnen ackumuleras i växter, t ex metaller, bioindikatorer kan därmed även användas till att mäta metallinnehåll.

Mätningen kan utföras, Bydén m fl (1992), genom att mäta metallhalter i vattenmossa, Fontinalis, detta är en indirekt metod för att studera metallföroreningen i ett vattendrag. Hela mossknippen samlas in och toppskotten skärs av och placeras i burkar för att senare analyseras med s k absorptionsspektrometri eller liknande.

4.5.2 Vattenprover

Vid provtagning av vatten är det viktigt att man följer en standard för att kunna jämföra prover från ett tillfälle till ett annat. En sjö varierar kraftigt under året vad gäller temperatur, syrehalt, vattennivå mm och ett vattendrag varierar vad det gäller temperatur, flöden, slamhalt mm. Det är därför viktigt att ha dessa parametrar i åtanke vid planering av mätningar.

Metoderna för att mäta olika parametrar varierar p g a vad man skall mäta t ex pH, temperatur, metallinnehåll och organiskt material. Variationen är så stor att det är meningslöst att nämna någon typmetod utan istället hänvisas till *Mäta vatten* av Bydén m fl (1992).

4.5.3 Sedimentprover

Undersökning av sedimentens egenskaper ger ett genomsnittligt värde av förhållandena i det fria vattnet under en längre tid. Bydén m fl (1992) menar att sedimenten är "*miljöhistoriska arkiv*" p g a att tungmetaller och andra miljögifter som tillförts vattenmiljön ansamlats i sedimenten. Vid avsättning under lugna förhållanden representerar sedimenten en tidsaxel på djupet. Man kan förutom innehållet även mäta tillväxthastigheten hos sedimenten.

Provtagning bör ske sent på hösten eller på våren då syrgashalten normalt är lägst respektive högst. Sedimentationshastigheten och därmed sammanhängande föroreningsbelastning kan bedömas med hjälp av s k sedimentfällor. Bedömningen av provet kan ske genom laboratorieanalys men även en okulär bedömning ger mycket information genom bl a kornstorlek, lukt och rester av organismer. Provutrustning kan vara en s k Ekmanhuggare, rörprovtagare eller fryskil. Den sistnämnda metoden består av en kil av metall där provet fryser fast.

4.6 Slutsatser och diskussion

En av slutsatserna man kommer fram till vid studier av vägdagvattens recipientpåverkan är att ämnet är oerhört komplext och att det är svårt att lämna några entydiga svar. De osäkra parametrarna är många och medför att vissa recipienter tål stor belastning och andra betydligt mindre. Skillnaden är även stor vad det gäller mängden föroreningar för två till synes likartade områden där till exempel trafikmängden är lika. Trafikbelastningen har dock i många fall en avgörande inverkan på recipientbelastningen och studier påvisar att en gräns där påverkan börjar kan vara vid ca 30 000 fordon per dygn.

Vid studie av recipientens påverkan är en svårighet att bedöma den effekt som långtidsbelastning har. Till synes låga koncentrationer av föroreningar kan med tiden skapa så stora mängder med föroreningar att recipienter påverkas på ett negativt sätt. Exempel på detta kan vara lagring av metaller såväl som eutrofiering av ytvatten skapat av näringsämnen.

Störst påverkan verkar suspenderat material ha vilket orsakar sediment på botten av sjöar och vattendrag. Sediment som innehåller stora mängder föroreningar ger både en direkt fysisk påverkan genom täckning av botten såväl som en långvarig effekt vid urlakning av föroreningar. Suspenderat material som skapar sediment härstammar till stor del från asfaltsbeläggningar. Dubbdäcken orsakar en stor del av denna nedslitning av vägbanan som trots allt har minskat under senare år på grund av införande av så kallade lättdubb, mer information om dubbdäcksanvändning finns i kapitel 5.3 *Minskad spridning av föroreningar*.

Den vägnära marken utsätts för stora mängder föroreningar som transporteras med vägdagvattnet. Stora delar av det suspenderade materialet stannar i eller på markytan. Detta medför en stor mängd föroreningar eftersom bl a tungmetaller ofta är bundna till partiklar. Egentligen så har inte en stark förorening av den vägnära marken så stor betydelse så länge materialet inte transporteras vidare, försiktighet bör därför vidtagas vid bl a dikesrensning.

Årliga variationer i tid har en stor påverkan eftersom vi har ett vida skiftande klimat. Förhållandevis långa perioder med torra under sommaren medför att stora mängder föroreningar finns i vägbanan och som sedan spolas med vid häftiga sommarregn, s k "*first flush*". Effekten förstärks av att det ofta samtidigt inträffar lågt vattenstånd och låg vattenföring i sjöar och vattendrag. Vintertid kan stora mängder föroreningar bindas i snövallar som vid avsmältning ger stora föroreningsmängder. Här förstärks ofta effekten av att det samtidigt kan förekomma tjälad mark och att föroreningsupptagning genom växtmaterial ej har startat.

Ett ämne som främst är relaterat till vintersäsongen är vägsalt. Debatten omkring vägsalt har pågått länge och de effekter som inträffar är markförändringar form av kompaktering och förhöjd salthalt i grundvatten. Kompaktering innebär torkskador på växtlighet.

Vad man bör tänka på är att trots att man inte vet vilken påverkan ett visst ämne eller en viss mängd har så sker det i alla fall någon slags påverkan. En målsättning bör ju vara att minska spridningen av främmande ämnen till naturen. Kan man då med relativt enkla medel undvika denna föroreningsbelastning så spelar det ingen roll ifall man inte vet exakt vilken belastning det specifika ämnet har. Önskvärt är dock att man i framtiden inriktar viss forskning på att utreda enskilda ämnens specifika påverkan för att på så sätt arbeta med att få bort det eller minska förekomsten.

5 Teknik för rening av vägdagvatten

-Till vilken koncentrationsnivå eller med vilken reningsgrad måste en förorening reduceras med tanke på de recipientförhållanden som råder?

-Vilka egenskaper hos föroreningarna är viktiga för att välja en korrekt behandlingsmetod?

Ovanstående frågeställningar är viktiga för val av behandlingsanläggningar för vägdagvatten, Lindmark och Lundberg (1994).

Första frågeställningen är svår att besvara generellt eftersom den aktuella situationen hos en recipient avgör vilka föroreningsmängder och koncentrationer som den tål vilket sedan avgör behandlingsgrad. Det handlar oftast om förhållandevis låga koncentrationer och stora vattenmängder som kräver behandling under kort tid men även chockbelastningar vid regn efter längre torkperioder. Vid jämförelse med konventionell rening av spillvatten är skillnaden i flödessituation därmed stor.

Den andra frågan leder till de behandlingsmetoder som idag existerar där partiklar avskiljs genom biologiska, fysiska och kemiska processer såsom biologisk nedbrytning, sedimentation, infiltration och adsorption. Fastläggningsgraden för föroreningar till suspenderat material är mycket betydelsefull för att uppnå erforderlig reduktion av föroreningar genom dessa metoder.

5.1 Allmänt

Vägdagvatten har länge ansetts så rent att någon egentlig rening ej förefaller nödvändig. Tidigare har vägdagvattenhanteringen mest koncentrerats på utjämning av flöden och kvantiteter, Lindmark och Lundberg (1994), med bland annat fördröjnings- och utjämningsmagasin. På senare tid har dock problem uppmärksammats som härstammar från förorenat vägdagvatten. Nedan följer en redogörelse av rening för dagvatten från vägar och trafikleder. För bästa rening är oftast den optimala lösningen att kombinera olika metoder.

Utvecklingen inom reningsmetoderna går mot att man försöker integrera tekniska och ekologiska system. Optimering i varje enskilt fall är önskvärt för att på bästa sätt utnyttja de tillgängliga resurserna i form av pengar, utrymme och arbetsinsats. Detta innebär att reningseffektivitet och livslängd relateras till kostnader och recipientpåverkan, Larm (1994).

5.1.1 Principer för rening

Reningsmekanismerna som är verksamma på de enskilda föroreningarna redovisas i Tabell 5.1.

Tabell 5.1 Reningsprinciper som är verksamma på de enskilda föroreningarna, Lindmark och Lundberg (1994).

Sedimentation	Partikelbundna föroreningar, framförallt tungmetaller och kolväten samt övriga partiklar.
Infiltration	Partikelbundna föroreningar, tungmetaller och kolväten samt lösta föroreningar som t ex tungmetaller.
Adsorption	Tungmetaller, kolväten och övriga organiska föroreningar.
Biologisk nedbrytning	Organiska föreningar, BOD samt olja.
Nitrifikation/denitrifikation	Kväveföreningar
Utspädning	Salter

De behandlingsmetoder som idag används kan principiellt indelas i olika kategorier som kan användas ensamma, i kombination med varandra eller tillsammans med andra åtgärder. Dessa är enligt Lindmark och Lundberg (1994):

- Växtrelaterade metoder
- Fördröjningsdammar
- Infiltrationsanläggningar
- Våtmarker
- Övriga metoder

Till de övriga metoderna räknas bl a oljeavskiljare.

På de enskilda föroreningarna i vägdragvatten är flera olika reningsmekanismer verksamma. Partiklar avskiljs genom sedimentation, filtrering och adsorption; lösta ämnen såsom tungmetaller, näringsämnen och organiska ämnen avskiljs via adsorption, utfällning och biologiskt upptag. Tabell 5.2 visar de olika reningsmekanismerna som är verksamma i respektive behandlingsmetod.

Tabell 5.2 Huvudsaklig reningsmekanism för olika föroreningar i respektive behandlingsmetod, Lindmark och Lundberg (1994).

Behandlingsmetod				
Förorening	Växtrelaterade metoder	Våta fördröjningsdammar	Infiltrationsanläggningar	Våtmarker
Tungmetaller	Filtrering	Adsorption Sedimentering	Adsorption Filtrering	Sorption Sedimentering
Toxiska organiska kemikalier (PAH, PCB mm)	Adsorption	Adsorption Sedimentering Biologisk nedbrytning Avdunstning	Adsorption Biologisk nedbrytning	Adsorption Sedimentering Biologisk nedbrytning Avdunstning
Näringsämnen	Växtabsorption	Växtabsorption	Absorption	Växtabsorption
Fast material (partiklar)	Filtrering	Sedimentering	Adsorption	Adsorption Sedimentering
Olja och fett	Adsorption Biologisk nedbrytning	Adsorption Sedimentering Biologisk nedbrytning	Adsorption Sedimentering	Adsorption Biologisk nedbrytning
Biologiskt syreförbrukande ämne	Biologisk nedbrytning	Biologisk nedbrytning	Biologisk nedbrytning	Biologisk nedbrytning

5.1.2 Reningseffektivitet

En generell reningseffektivitet för varje typ av vägdagvattenanläggning är näst intill omöjlig att uppskatta. Den varierar i hög grad för en och samma anläggning beroende av varierande lokala förhållanden, dimensioneringsförutsättningar, årstidsvariationer etc. Ett försök till uppskattning av relativ reningseffekt för en del av de olika vägdagvattenanläggningar som finns har gjorts av Larm (1994), se Tabell 5.3. Tolkning av tabellen görs ej här utan den skall mest användas som hjälpmedel för att få en överblick över olika metoders användningsområde.

Tabell 5.3 Relativa reningseffekter för olika vägdagvattenanläggningar enligt Larm (1994).
Förklaringar; 1 Låg potential, 2 Medel potential, 3 Hög potential.

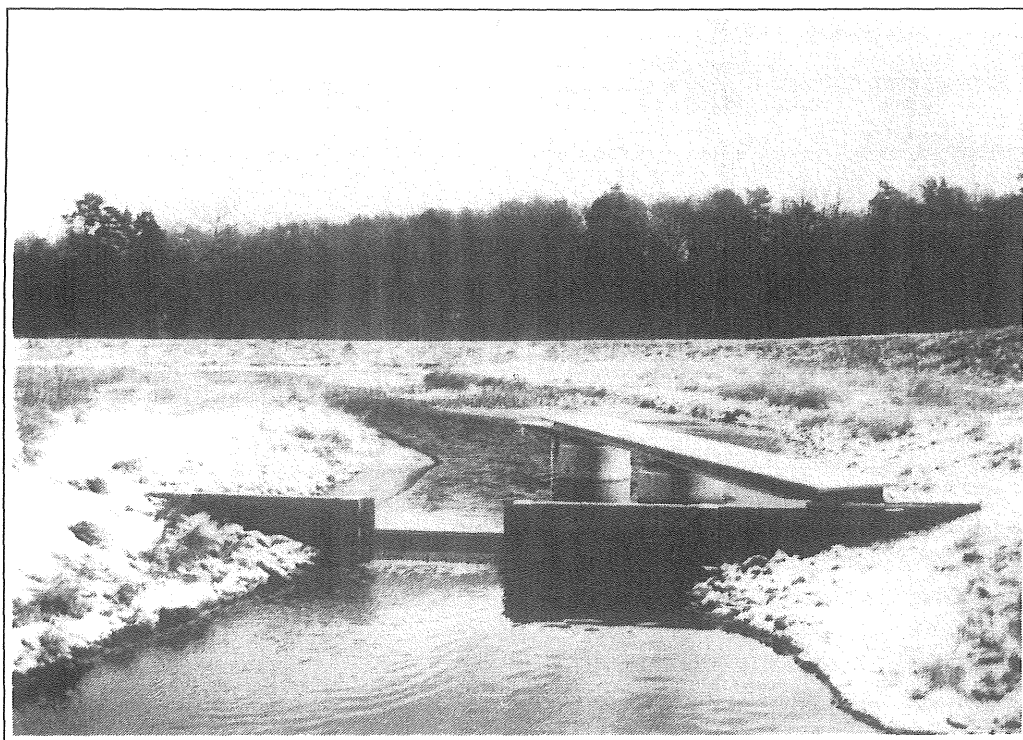
Förorening		Våta dammar	Torra dammar	Grön- ytor	Öppna diken	Artificiella våtmarker	Permeabel asfalt	Olje-avskiljare
Suspenderat material	SS	3	1-3	1-3	1-3	2	2-3	3
Totalt fosfor	Tot-P	2	1-2	1-2	2-3	3	3	1
Totalt kväve ²¹	Tot-N	2	1-2	1-2	2-3	3	3	1
Biologisk syreförbr.	BOD	2	1-2	1-3	2-3	2	3	1
Metaller	---	3	1-3	1-3	2-3	2	3	2
Bakterier	---	2	1-2	1	2-3	-	3	1
Årstids-variationer	---	2-3	1-2	1	2	1	1	3
Total reningseffektivitet		2-3	1-2	1-2	1-3	2-3	3	1-2

5.1.3 Kombination av reningsmetoder

Eftersom det ofta krävs en kombination av reningsmetoder, speciellt vid stora flöden, görs här en inledande beskrivning för att läsaren på så sätt skall få ett bra sammanhang. Ett typexempel från Växjö kommun, Bäckaslövs våtmark, beskrivs och kan ses som ett bra och genomtänkt objekt. Översiktsritning finns som bilaga 1.

Växjö kommun har haft stora problem med övergödning och bottensediment i sjöarna i stadens närhet och därför har ett omfattande muddringsarbete av sediment skett. För att problemen ej skall uppstå på nytt genomför man ett omfattande åtgärdsprogram där man bland annat skall eliminera föroreningarna från dagvatten. Bäckaslövs våtmark är ej enbart avsedd för vägdagvatten utan avvattnar 320 ha exploaterad mark som till stor del består av industriområde, enligt åtgärdsprogram för Växjö kommun (1993). Reningssprinciperna är i stort sett liknande och metoden kan mycket väl vara anpassningsbar för exempelvis trafikleder med stor belastning.

Bäckaslövs våtmark⁵ består av ett helt system av metoder där det första är en flödesutjämning i ledningssystemet följt av en konstgjord sjö för ytterligare utjämning men även för sedimentering och avskiljning av föroreningar. Före det reglerade utflödet till våtmarken finns det en oljeskärm för avskiljning av olja och andra flytande medier. Slutligen en väl reglerad våtmark där översilning och sedimentering sker tillsammans med växtupptag av bland annat näringsämnen. Våtmarkens reglerade utlopp i form av rektangulärt överfall visas i Figur 5.1



Figur 5.1 Reglerat utlopp vid Bäckaslövs våtmark, Växjö.

⁵Anläggningen betraktas som ett pilotprojekt och har därför fått s k Ny-teknik-bidrag av Naturvårdsverket för kontroll och uppföljning under tre år.

5.2 Behandlingsmetoder

Nedan följer en ingående redogörelse av växtrelaterade metoder, våta och torra dammar, infiltration, våtmarker samt övriga metoder. Till de övriga metoderna hör oljeavskiljare, lamelloljeavskiljare, kemisk fällning samt permeabel asfalt.

5.2.1 Växtrelaterade metoder

5.2.1.1 Allmänt

Bevuxna ytors naturliga kapacitet utnyttjas för att reducera transporthastigheten hos dagvattnet, öka sedimentationen, filtrera suspenderat material samt öka infiltrationen. Namnet växtrelaterade metoder kommer alltså av att växterna, d v s vegetationen, är ytterst betydelsefulla, Lindmark och Lundberg (1994). Till växtrelaterade metoder räknas:

- Gräsbevuxna kanaler eller diken som är täckta av gräs för att förhindra erosion samt öka sedimentation och fastläggning av suspenderat material.
- Översilning som är en typ av filtrering där vägdagvatten leds över gräsytor som filtrerar bort föroreningar och ökar infiltrationen.

Gräs är den vegetationstyp som används mest, till stor del på grund av att det avskiljer föroreningar effektivare än buskar, träd och annan växtlighet samt är tåligt. Mest effektivt är högt och tätt gräs med hänsyn till såväl föroreningsavskiljning som erosion.

Reningsmekanismerna för växtrelaterade metoder kan beskrivas på följande sätt, Lindmark och Lundberg (1994):

- Koncentrationen av näringsämnen reduceras av processer i jord och vegetation.
- Kolväten bryts ned bakteriellt.
- Suspenderat material filtreras.
- Ökad sedimentation av fast material på grund av låg hastighet.
- Metaller sorberas till jordar och tas upp av växter.

Principerna bygger alltså på fysikaliska, kemiska och biologiska mekanismer för att fånga upp föroreningarna. De vägdagvattenföroreningar som främst kan behandlas är näringsämnen, suspenderat material, metaller och organiska ämnen.

5.2.1.2 Dimensionering och anläggning av kanal eller översilningsyta

Viktiga parametrar vid dimensionering är främst kanallängd och stabilitet, Lindmark och Lundberg (1994). Grässets effektivitet att ta bort föroreningar påverkas av stabiliteten på det sättet att en eroderande yta kan bidra till ökat sedimentinnehåll i dagvattnet och frigöra föroreningar som sedimenterat vid tidigare regn. Vanligtvis används ett dimensionerande regn med hänsyn till detta med en återkomsttid på 5-10 år. Motståndskraftiga mot erosion räknas jordar med grus, sand och lerblandning, däremot klassas finkorning sand och silt som eroderbara.

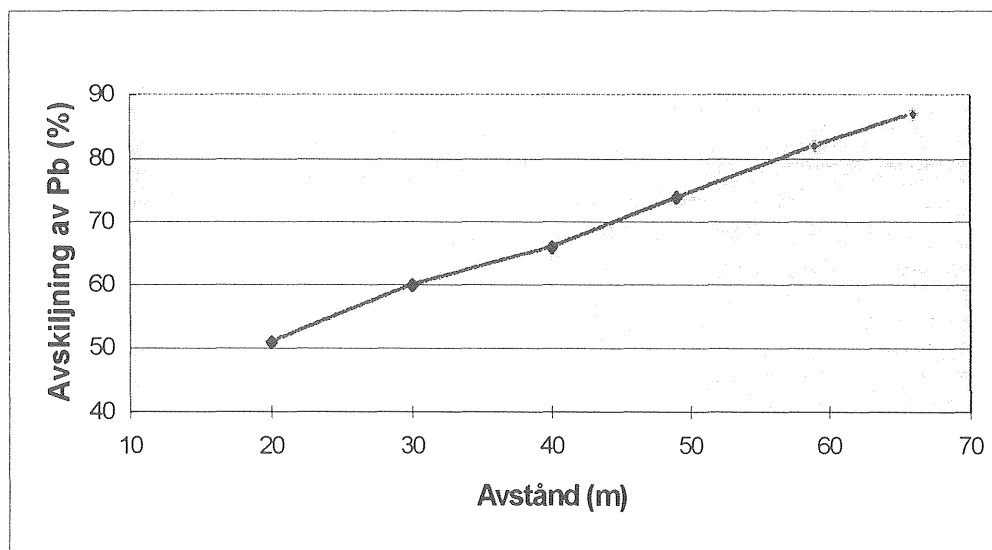
Vid planering, dimensionering och genomförande av en gräsbevuxen kanal eller behandling på en översilningsyta används förslagsvis följande steg, Lindmark och Lundberg (1994):

1. Uppskatta flödet för dimensionerande regn, vanligtvis 5-10 års återkomsttid.
2. Projektera föreslagen kanal eller översilningsyta.
3. Välj lämplig grästäckning för aktuell plats.
4. Bestäm maximalt tillåtet flödesdjup för gräs och lutning med tanke på stabilitet.
5. Uppskatta erforderlig dimension.
6. Bestäm flödes hastighet.
7. Bestäm om dimensionerande flöde är mindre eller större än maximalt tillåtet flöde, d v s stabilt respektive instabilt.
8. Om kanal eller översilningsyta är instabil; reducera flödesdjupet genom ökning av bottenbredd och/eller flackare sidolutning. Även maximalt djup som råder då erosion ej förekommer kan ökas genom minskad lutning.
9. Bestäm om erosionsskydd erfordras under tiden för vegetationsetablering.
10. Etablera och underhåll gräsvegetationen kontinuerlig.

Följande tekniska rekommendationer ges för dimensionering av gräsbevuxna kanaler:

- Kanalens lutning bör vara 2-6% om inte åtgärder vidtagits för att förhindra översvämning vid liten lutning eller erosion vid stora lutningar.
- Kanalens form bör vara parabolisk eller åtminstone trapetsformad med lutningsförhållandet 1:3 eller flackare mellan den horisontella och vertikala sidan.
- Kanalens längd bör vara minst 30-60 m för att uppnå rimlig rening. Detta kan kompenseras av ökad dimension, d v s bredare kanal för att uppnå samma uppehållstid.

Vikten av tillräckligt lång kanal är stor eftersom längd står i direkt proportion till föroreningsavskiljning. Ett sätt för att öka metallavskiljningen är utläggning av ett lager organiskt material i samband med etablering av vegetation. Även alkaliska jordar ökar avskiljning och fastläggning av metaller. Figur 5.2 visar som exempel hur bly avskiljs som funktion av längden.

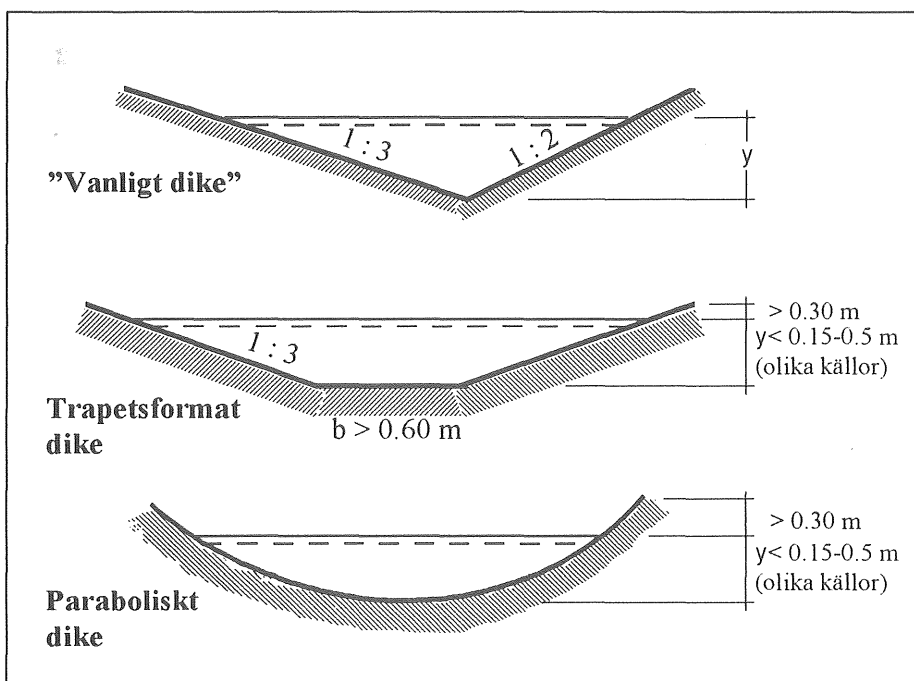


Figur 5.2 Avskiljning av bly som funktion av längden av den gräsbevuxna kanalen, Lindmark och Lundberg (1994).

Amerikanska studier, enligt Lindmark och Lundberg (1994), visar att när jorden är kompakterad eller gräset kort sker endast medelmåttig till försumbar kvalitetsförbättring vid snabb avrinning. Jordar närmast vägen är ofta kompakterade för att uppnå önskad lutning och bärlighet vilket medför lägre infiltrationskapacitet än vid ostörda jordar.

5.2.1.3 Vägdiaken

Traditionella vägdiaken är vanligtvis V-formade med lutningen 1:3 mot vägen respektive 1:2 i bakslänt. För att motverka erosion bör ett vegetationsbeklätt dike utformas paraboliskt eller trapetsformat, Lindmark och Lundberg (1994). Figur 5.3 visar exempel på hur diken för rening kan utformas jämfört med traditionellt sätt, även lämpliga vattendjup vid stort flöde visas. På senare tid har vägslänter vid motorvägar utformats med lutning 1:6, anledningen är främst att minska risken för skador vid avakning. Effekten av flackare slänter med avseende på föroreningsavskiljning finns ej dokumenterat. Dock har försök gjorts att mäta reduktionen i detta examensarbete, se kapitel 8 *Fältundersökning med provtagning*.



Figur 5.3 En jämförelse av traditionellt dike och hur vegetationsdiken för rening bör utformas, enligt Lindmark och Lundberg (1994).

Underhåll som krävs för gräsbeklädda diken är främst slåtter. Gräset bör skördas på hösten för att motverka att näringsämnen som finns bundet i växtbiomassa frigörs när växterna vissnar och bryts ned. För att gynna tillväxt och därmed upptag av föroreningar kan gräset behöva klippas även under sommaren, i övrigt kan det krävas kompletterande sådd, gödsling och slamrensning.

5.2.1.4 Tillämpbarhet av växtrelaterade metoder

Metoderna kan användas där klimat, topografi och markförhållande tillåter etablering och underhåll av gräsytor samt där hydrauliska förhållanden bibehåller dagvattenavrinning med hastighet och djup som inte orsakar erosion, Lindmark och Lundberg (1994). Dock bör iakttagas att vårt nordiska klimat gör att förhållandena under sommar- och vinterhalvåret skiljer sig markant. Vid snösmältningen kommer lagrade föroreningar i snö att avrinna utan någon nämnvärd rening på tjälad mark. Den är därmed impermeabel d v s ingen infiltration förekommer. Även växternas påverkan är då obetydlig för rening av vägdagvattnet. Dock kan

smältvatten infiltrera ned i marken då grov jord förekommer. Metoden antas fungera optimalt under vegetationsperioden, normalt maj till september, och i stort sett inte alls under den snötäckta delen av året.

Växtrelaterade metoder är billiga och kan användas separat eller i kombination med andra åtgärder såsom t ex fördröjningsdammar, infiltrationsdammar eller våtmarker. De är flexibla med tanke på dimensionering och utförande samt dessutom den minst kostsamma av de olika behandlingsåtgärderna.

5.2.1.5 Reningseffekter och erfarenheter av växtrelaterade metoder

Enligt Lindmark och Lundberg (1994) visar amerikanska studier att lösta tungmetaller avskiljs bättre än fosfor och kväve. Gräsklädda diken med flacka slänter har ofta stor förmåga att fastlägga föroreningar, särskilt lösta former av Zn, Cd, Ni, Pb och Cr, medan Cu och Fe fastläggs mindre effektivt, Folkesson (1994). Reningseffekten ökar med ökat föroreningsinnehåll, kontakttid och låg infiltrationshastighet; dvs ett vatten som rör sig långsamt i en väl underhållen vegetationsyta med hög infiltration resulterar i en högre massreduktion. Vid mätningar bör det beaktas att mätvärdena är ytterst specifika för plats och förhållanden och påverkas av total masstillförsel, flöde och den andel som filtrerar.

Då nederbörd startar fuktas jordarna eller till och med mättas före egentlig dagvattenavrinning börjar, Lindmark och Lundberg (1994). Infiltrationsgraden kan reduceras till att vara nära minimum när dagvattnet strömmar ut i diket. Vattenmättade jordar inverkar även negativt på bakteriell nedbrytning samt stör övriga biokemiska avskiljningsprocesser.

Rätt utförda och underhållna gräsbevuxna kanaler ger en god avskiljning av föroreningar, Lindmark och Lundberg (1994):

- 67-93 % för fast material, kolväten och bakterier.
- 35-73 % för metaller.
- 30-42 % för näringsämnen.

Reningen som bygger på växtrelaterade metoder är enkel och robust och bör kunna fungera väl i det svenska klimatet, Lindmark och Lundberg (1994). Den kan eventuellt förbättras ifall kanalerna eller diken får meandra eller breddas inom vissa sträckor, detta för att förbättra sedimentation och fastläggning. Redan idag förekommer för det mesta en växtrelaterad behandling utmed stora vägar då vägdagvattnet rinner ner i diket. Detta är en typ av översilning som normalt inte klassas som någon behandling och förmodligen är dikenens bredd och längd otillräckliga för att uppnå önskvärd rening.

Dagens skötselmetod då diken rensas genom att ett lager bortschaktas bör undvikas. Anledningen är att etablerad vegetation försvinner och därmed minskas upptagningsförmågan avsevärt. Mest fördelaktigt är då slänterna slås och gräset tas omhand. Vid behov av rensning för att uppnå högre kapacitet bör diket fördjupas endast i botten för att bibehålla så stor del av vegetationsytan som möjligt.

För att uppnå optimal behandling av förorenat vägdagvatten verkar det vara mest korrekt att integrera flera behandlingssystem för att uppnå så hög effektivitet som möjligt. Till exempel kan det vara en kombination av dammar, gräsbevuxna kanaler och filterremсор med våtmarker men även sediment- och oljeavskiljare, Lindmark och Lundberg (1994).

5.2.2 Dammar

Nedan finns först en generell beskrivning av dammar i allmänhet följt av mer ingående beskrivning av våta respektive torra dammar.

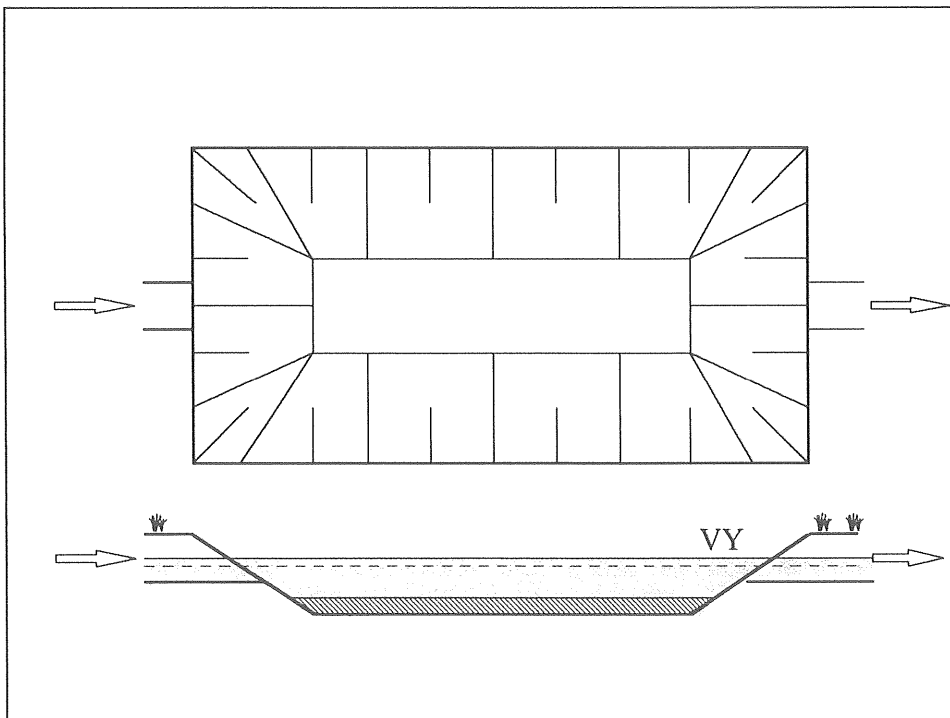
5.2.2.1 Allmänt

En damm har miljömässiga och estetiska fördelar som är av stor betydelse. Miljömässiga fördelar förutom avskiljning av föroreningar är även att dammarna erbjuder habitat d v s växtplatser för växter och djur.

Dammar är en anläggning som här anses ha en avskiljande funktion och till denna kategori hör sedimentationsbassänger, avsättningsmagasin, utjämningsmagasin och infiltrationsdammar, Larm (1994). Dammar har i huvudsak följande tre funktioner:

- Infiltration
- Sedimentation
- Utjämning.

Infiltrationskapacitet kan saknas helt eller delvis för vissa dammar då de kan vara avsedda för utjämning av flödet. Då de endast används för flödesutjämning behandlas de som fördröjningsmagasin, Larm (1994). Nedan visas en principskiss av en fördröjnings- och sedimentationsdamm, Figur 5.4. Utjämningsdammar används för temporär lagring av dagvatten. Senare i texten görs skillnad på våta och torra dammar.



Figur 5.4 Principskiss på fördröjnings- och sedimentationsdamm, Lindmark och Lundberg (1994).

Definitionen för torra och våta dammar är, Lindmark och Lundberg (1994):

- I *torra dammar* däms vattnet tillfälligt genom strypning av utloppet. Uppdämning sker på speciellt preparerad översvämningssyta som ibland kan användas som park eller liknande under torrperiod.
- *Våta dammar* är permanent vattenfyllda och erbjuder större driftsfördel än torra. Utjämningsvolymen utgörs av volymen mellan sänkings- och dämningssgräns. Även vid liten regleringshöjd i våta dammar kan det bli stor regleringsvolym vid stora ytor.

Det görs skillnad mellan dammar och våtmarker genom att dammar kännetecknas av öppet vatten och våtmarker är vegetationsbeklädda. Gränsen mellan dammar och våtmarker kan dock vara flytande eftersom vattenflöde och därmed vattennivå varierar. Ett exempel på en kombination av torr och våt damm samt våtmark är Fyllesjö dagvattenssjö utmed E6:an vid Halmstad, se Figur 5.5.



Figur 5.5 Fyllesjö dagvattenssjö, Halmstad. (Kortet taget i början av december vilket förklarar den ringa växtligheten.)

Dammarnas reningsprocess sker med följande processer:

- Slamavskiljning genom sedimentering och uppflytning.
- Biologisk nedbrytning av bakterier; kräver ofta syre.
- Biologisk substansuppbyggnad genom algtillväxt varvid organiskt material och näringsämne från dagvattnet utnyttjas och syre bildas. Algerna i sin tur bryts antingen ned till svavelväte eller sedimenterar och bildar slam.
- Nedbrytning och mineralisering av slam varvid metan, koldioxid och svavelväte bortgår i gasform.

5.2.2.2 Dimensionering och anläggning av dammar

En damm bör utformas långsmal ($L/B > 3:1$) för att erhålla tillfredsställande genomströmning och därmed minska igenväxning. En allmän uppfattning, Larm (1994), är att den största delen av dammen bör ha ett vattendjup på 1-2 m för att minska igenväxning. Larm (1994) menar att anaeroba förhållanden bör undvikas medan Lindmark och Lundberg (1994) menar att dammen skall utformas så att både anaeroba och aeroba förhållanden skall kunna råda. Vid djupvattenområde bör luftning utföras för att förhindra att anaeroba förhållanden uppstår, Larm (1994) och att minska risken för att anaerobt vatten släpps ut från dammen till recipienten.

Vid inlopp bör sedimentationsdel anordnas som skall vara lättrensad eftersom en stor del av de tyngre partiklarna sedimenterar nära inloppet. Rensning av dammens övriga delar kan därmed minskas avsevärt, Larm (1994).

Skydd för människor och djur bör anordnas med galler vid inlopp och staket eller annat skydd i form av plantering runt dammen. Marken runt dammen stabiliseras med gräs och för att erhålla bättre erosionsskydd på utsatta ställen kan släntförstärkning erfordras. Plantering runt dammen ökar effektiviteten för borttagande av föroreningar, dock bör träd ej planteras för nära eftersom löv bidrar med tillförsel av organiskt material.

Konstruktion av utloppsanordning är avgörande för utjämningsförloppet och skall vara så flexibelt utformad att den kan anpassas och justeras efter ändrade avrinningsförhållanden, se exempel i Figur 5.1. Dammar bör konstrueras med nödutlopp för att bräddning skall kunna ske och därmed minska risken för skador som annars kan uppstå vid översvämning. Bräddavloppet skall träda i funktion vid maximiavtappning i samband med att dämningens gränsen uppnås. Flödets storlek avgörs av vad som kan accepteras längre ned i systemet, målsättningen bör vara att naturlig högvattenföring ej överskrids, Larm (1994). Utloppsanordningen bör förses med grovgaller.

En enkel form av fördröjningsdamm kan utformas genom att göra ett befintligt dike bredare och/eller djupare eller göra en liten insjö som fylls med vatten vid höga flöden.

5.2.3 Våta dammar

5.2.3.1 Allmänt

Våta dammar omfattas bl a av dammar, sedimentationsbassänger och avsättningsdammar som har en permanent vattenyta. För att kunna upprätthålla en permanent vattenyta är det viktigt med ett relativt stort avrinningsområde med tillräckligt basflöde, Larm (1994). Då basflödet ej är tillräckligt under torra perioder är det nödvändigt att tillsätta vatten utifrån, t ex från renavattennätet. Dammarna är alltså ej lämpliga då ett ökat basflöde önskas. Konstruktionen bör vara sådan att sedimentationstiden är minst 24-40 h och uppehållstiden ca 2 v.

Ett exempel på en våt damm är en del av Bäckaslövs våtmark i Växjö, se bilaga 1. Den konstgjorda sjön är konstruerad så att vattenhastigheten är så låg och uppehållstiden så lång att suspenderat material till stor del skall sedimentera och fastläggas på botten. En annan viktig uppgift är att fungera som flödesutjämnande före utsläpp till efterföljande våtmark.

5.2.3.2 Dimensionering och anläggning av våta dammar

Våta dammar bör utformas långsmala ($L/B > 3:1$) och ha ett djup av 1-2 m. Djupare dammar (> 3 m) har fördelen att buffringskapaciteten mot temperaturhöjning är större. Nackdelen är att skiktning kan inträffa vilket kan leda till stagnation i bottenskiktet med påföljd att syrebrist inträffar. För att undvika detta krävs omblandning av vattnet vilket ofta sker naturligt på hösten, Larm (1994), men är ej alltid tillräckligt. Ett alternativ till konstgjord omblandning i djupa dammar kan åstadkommas med utlopp både vid botten och ytan. Artificiell luftning kan användas för att möjliggöra användandet av djupa dammar där luftningen bibehåller cirkulationen av djupare vatten samt kan användas som åtgärd mot termisk skiktning och problem med anaeroba förhållanden. Processen som sker vid syrebrist beskrivs i kapitel 4 *Vägdagvattnets recipientpåverkan*.

Vattendjupet i dammen bör varieras med en grundare del som upptar ca 1/3 av totalarean, i denna del kan vattenvegetation planteras. Det varierande bottendjupet medför att habitat, d v s växtplatser, skapas men även en mer varierad växtlighet. Vegetationen skapar förutsättningar för biosorption, d v s upptagande av lösta näringsämnen, vilket ej erhålls vid enbart sedimentation då endast partikulärt bundna näringsämnen avskiljs.

För dimensionering av våta fördröjningsdammar kan följande arbetsgång följas, Lindmark och Lundberg (1994):

1. Bestäm maxdygnsnederbörden för aktuellt område.
2. Bestäm avrinningskoefficient.
3. Beräkna avrinningsvolymen för det aktuella området.
4. Ange yta och dimensioner som finns tillgängliga för att anlägga en damm.
5. Beräkna approximativa bassängvolymen för olika testdjup samt kvoten bassängvolym/avrinningsvolym för varje testdjup. Använd den "våta" volymen.
6. Välj passande utförande.
7. Uppskatta föroreningsavskiljning.
8. Bestäm bassängutformning för att undvika för snabb genomströmning.
9. Utforma slänterna med lutning 1:3 eller flackare.

5.2.3.3 Tillämpbarhet av våta dammar

Våta dammar har en bred tillämpning eftersom de är tillförlitliga och attraktiva som vägdagvattenanläggningar, se nedan. Vissa begränsningar i användningsområden är torra områden med hög evapotranspiration där stor risk för uttorkning föreligger. De kan användas i kallt klimat men den avskiljande funktionen minskar något vid istäckning och då förhållanden med smältvatten råder, Larm (1994).

Fördelar kan vara, Larm (1994):

- Större kapacitet att avlägsna föroreningar än en torr damm p g a möjligheten att plantera vattenväxter och av biologiska processer i dammen.
- Stora möjligheter till rekreation och estetisk förhöjning av området, t ex i bostadsområden.
- Skapar goda förutsättningar för habitat åt akvatiskt liv och landlev genom förutsättningar för landväxter som utgör föda för landdjur.
- Erosions- och översvämningsskontroll
- Förhindrar sedimentavlagringar att tillföras vattendrag nedströms.
- Bra miljö för vissa fiskar som t ex karp.

Nackdelar kan vara:

- Minskat pH under snösmältning kan leda till fiskdöd och frigörelse av metaller.
- Temperaturen kan bli för hög vid låg vattenomsättning och för litet vattendjup vilket kan skada fisk som ej klarar för varmt vatten.
- Konstruerade våta dammar kan förstöra habitatet för existerande växter och djur.
- Begränsad grundvattenåterbildning.
- Bör ej användas då målet är att höja basflödet.
- Utgör en barriär för fiskvandring.
- Utrymmeskrävande
- Låg effektivitet att avskilja näringsämnen om inte vegetation inplanteras.
- Underhåll av dammen krävs.
- Skötsel i huvudsak bestående av inspektioner, bortrensning av skräp och muddring av sediment som kan leda till höga kostnader. 3-5% av konstruktionskostnaden årligen uppges.
- Problem med undanröjning av sediment p g a toxicitet.
- Lukt- och eutrofieringsproblem kan uppkomma.

5.2.3.4 Reningseffekter och erfarenheter av våta dammar

Den avskiljning av föroreningar som sker i en våt damm sker genom sedimentering, växtupptag och bakteriell nedbrytning, Larm (1994). Avskiljningsgraden är en funktion av dammens storlek i förhållande till avrinningsområdet där reningseffektiviteten ökar om dammen förses med sedimenteringsbassäng vid inloppet och/eller kombineras med våtmark. Den minskar om storleken är för liten eller djupet för stort men även om anaeroba bottenförhållanden uppstår vilket kan leda till att tidigare stabila föroreningar frigörs från sedimenten. Avskiljningsgraden minskar vid ackumulering av sediment men ökar igen då sedimenten avskiljts. Lindmark och Lundberg (1994) menar att en damm uppnår full effekt först ett antal år efter anläggandet.

Larm (1994) menar (källa: Randall, 1982) att våta dammar effektivare reducerar näringsämnen än torra dammar. Dock är de ej effektivare vad det gäller reduktion av suspenderat material. Vikten av att avlägsna sediment för att erhålla en hög avskiljningsgrad påpekas och även vikten av vegetation för borttagandet av partikulära näringsämnen. Våta dammar kan ej ta bort löst fosfor och kväve utan tillsats av vattenvegetation eller i kombination med våtmarksvegetation.

Avskiljning genom sedimentering är generellt 50-90%; reningseffekten för totalfosfor är 30-90% och för lösta näringsämnen 40-80%; måttlig till hög avskiljning av metaller, koliforma bakterier och organiskt material erhålls, Larm (1994); (källa: Schueler m fl, 1992). Dammar med god utformning kvarhåller mycket hög andel fasta ämnen och associerade föroreningar, 40-95% och en måttlig andel lösta föroreningar, 20-70%; (källa: Marsalek, 1992). Enligt Lindmark och Lundberg, 1994 (källa: Hvitved-Jacobssen et al, 1992) är den våta fördröjningsdammen den effektivaste behandlingsmetoden då det gäller att primärt minska koncentrationen av fosfor och tungmetaller.

Livslängden för väl utformade dammar är 20 år eller mer, beroende på hur sedimentavskiljningen sköts. Längre livslängd erhålls om en sedimenteringsbassäng anläggs vid inloppet.

5.2.4 Torra dammar

5.2.4.1 Allmänt

Torra dammar omfattas bl a av infiltrationsdammar, sedimenteringsbassänger och avsättningsdammar. Dessa har till skillnad från våta dammar ingen permanent vattenyta.

Dammarnas funktion är uppbyggd på att dagvattnet magasineras och sedan infiltrerar genom dammens botten. Permeabel mark samt att grundvattennivån ej ligger för nära markytan är därmed en förutsättning.

5.2.4.2 Dimensionering och anläggande av torra dammar

Torra dammar bör utformas långsmala ($L/B > 3:1$) och ha ett djup av 1-2 m. I övrigt se tidigare under *Dammar*.

5.2.4.3 Tillämpbarhet av torra dammar

Tillämpningen är bred och de används med fördel i kombination med våtmarker och våta dammar, Larm (1994). Eftersom dammarna torrläggs under torrväder är de ej lämpliga, av praktiska skäl, i närheten av bostadsområden. Problem som kan uppstå är estetiska samt luktproblem vilket ej bör vara något egentligt problem utmed större vägar.

Fördelar kan vara, Larm (1994):

- Sedimentborttagning kan utföras vid tider när dammen ej är blötlagd. Detta leder till att vattnet blir mindre förorenat. Mycket bra sedimentation erhålls.
- Temperaturhöjning förhindras eftersom dammen ej är permanent våt.
- Inga erosionsproblem uppstår om dammen är rätt dimensionerad. Dammarna bidrar dessutom till minskad erosionsrisk i vattendrag nedströms genom flödesutjämning och därmed minskad risk för översvämningar.
- Lägst anläggningskostnad av de olika dammarna.

Nackdelar kan vara:

- Det varierande vattenståndet inverkar negativt på det estetiska värdet som dammen kan ha.
- Torra dammar skapar inte habitat, d v s levnadsplatser för växter och djur, p g a att man tömmer dammen för att ta bort sediment samt att vattennivån fluktuerar kraftigt. Ett visst begränsat vattenliv kan dock förekomma liksom även nytta för en del länddjur.
- Ineffektiv borttagning av näringsämnen.
- Dåligt skötta torra dammar kan skapa luktproblem.
- Risk för grundvattenförorening p g a infiltration av förorenat vatten.
- Damarna är utrymmeskrävande vilket leder till en begränsad användning i tätbebyggda områden.

5.2.4.4 Reningseffekter och erfarenheter av torra dammar

Den avskiljning som sker i torra dammar sker genom sedimentering och beror av uppehållstiden. Torra dammar har något mindre kapacitet att reducera föroreningar än våta med inplanterad vegetation. Larm menar att (källa: Urbonas, 1983) avskiljningsgraden varierar mellan 10-90% beroende på förorening och anläggningens utformning. Avskiljningen av suspenderat material, bly och andra mindre lösliga ämnen är endast marginellt mindre i torra dammar jämfört med våta dammar och våtmarker av samma storlek.

Torra dammar ger måttlig och varierande avskiljning av sediment, fosfor och organiskt kol, men endast försumbar till måttlig avskiljning av lösta föroreningar. För totalt suspenderat material varierar avskiljningsgraden mellan 30-70% och för totalfosfor mellan 10-30%. För lösta näringsämnen uppskattas avskiljningen vara låg eller t o m negativ, för COD varierar avskiljningen mellan 15-40%. Låg avskiljning sker av nitrat, klorider och lösta metaller. Vid en kombination av torra dammar med våta och/eller våtmarker erhålls en förhöjd avskiljning av näringsämnen.

För att bibehålla en hög avskiljningsgrad och infiltrationsförmåga bör sedimenten avlägsnas ca 2 ggr/år, Larm (1994). Effektivast avlägsnas de snabbt ackumulerade sedimenten med konventionella lastmaskiner när dammen är torrlagd. Är detta ej möjligt kan det avlagrade slammet sugas eller muddras bort. Skötselkostnaden uppskattas till ungefär densamma som för våta dammar, d v s 3-5% av anläggningskostnaden årligen.

Uppgifter om livslängd för torra dammar saknas men generellt kan konstateras, Larm (1994), att om inte sedimenten avskiljs minskar infiltrationskapaciteten kraftigt efter några år.

5.2.5 Infiltration

5.2.5.1 Allmänt

En infiltrationsanläggning lagrar ytvatten temporärt för infiltration i marken och har därmed både en magasinering och infiltrerande funktion, Lindmark och Lundberg (1994) samt Larm (1994). Infiltration medför fastläggning av föroreningar i infiltrationsmaterial och omgivande mark vilket ger grundvattentillskott och minskad dagvattenavledning. Anläggningar kan utformas som öppna bassänger, infiltrationsdiken eller infiltrationsbrunnar där infiltrationen kan vara konstgjord eller genom markens naturliga infiltrationskapacitet. Till naturliga anläggningar kan befintliga sänkor med ingen eller liten påverkan användas. Som konstgjorda anläggningar räknas urgrävda bassänger, tankar, filter/filterbäddar, diken, brunnar mm. Genomsläppligheten varierar kraftigt mellan olika jordar där sand och grus har stor genomsläpplighet medan lerjordar är täta.

Infiltrationsanläggningar kombineras ofta med andra behandlingsmetoder såsom sedimenteringsbassänger, gräsbevuxna kanaler, fördröjnings- och utjämningsdammar eller våtmarker, Lindmark och Lundberg (1994).

5.2.5.2 Reningsprocesser vid infiltration

Borttagandet av föroreningar genom infiltration sker, Lindmark och Lundberg (1994):

- **Fysikaliskt:** Jorden fungerar som ett filter och avskiljer de partikulära föroreningarna som är för stora för att passera genom porerna.
- **Kemiskt:** Föroreningarna reagerar med organiskt material och olika lösta eller bundna ämnen i jorden alternativt adsorberas till partiklar som exempelvis lermineral i jorden.
- **Biologiskt:** Föroreningar påverkas och bryts ned av jordbakterier eller tas upp av växter.

För en effektiv fastläggning av t ex metalljoner och oljekomponenter är det viktigt att marken innehåller tillräckligt mycket organiskt material.

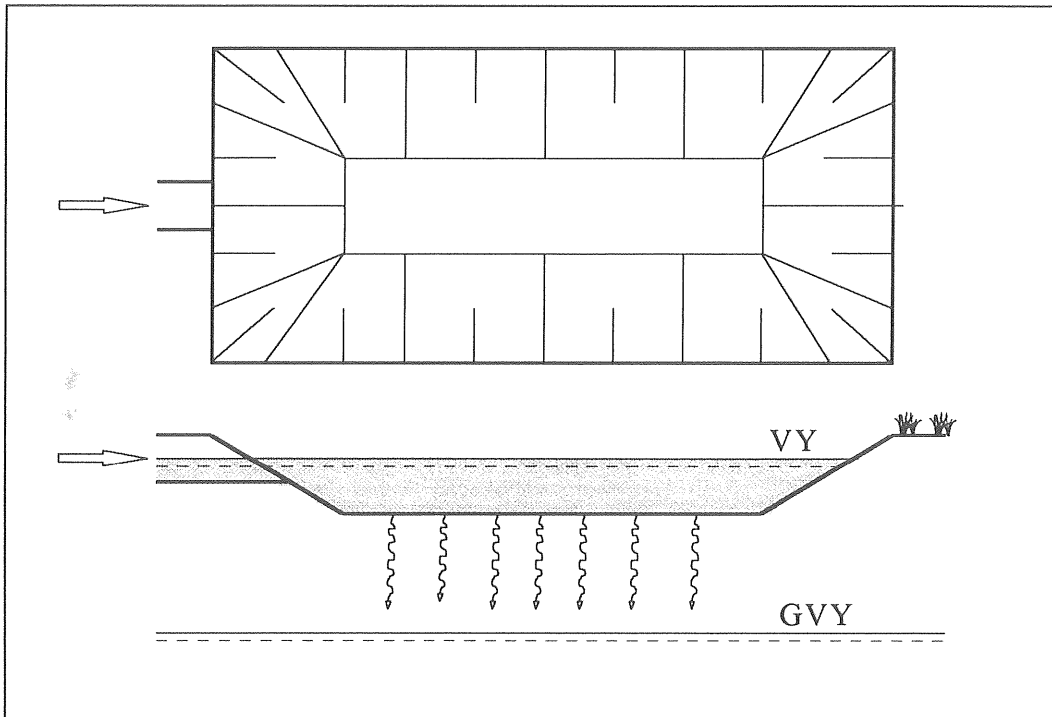
5.2.5.3 Beskrivning av infiltrationsmetoder

Enligt Lindmark och Lundberg (1994) kan de anläggningar som är aktuella för behandling av vägdagvatten beskrivas enligt följande:

- **Infiltrationsbassäng:** En öppen damm med vegetation där dagvattnet infiltrerar genom botten och sidorna. Passande för avrinningsområden på 2-20 ha.
- **Infiltrationsdike:** Ett urgrävt dike som återfylls med permeabelt material. Passande för avvattning av små områden, mindre än 2 ha.
- **Infiltrationsbrunn:** En vertikal brunn som når ner till ett genomsläppligt skikt. Återfyllt med permeabelt material eller utformat som en trumma. Passande för mindre områden.

Lindmark och Lundberg (1994) rekommenderar att infiltrationsbassäng, se Figur 5.6, används för vägdagvatten i första hand. Anledningen är att de övriga kräver mer skötsel och är

känsligare för igensättning, främst av partiklar men även olja och fett. Konstruktionen av infiltrationsbassänger görs enklast genom urgrävning så att en bassäng erhålls där dagvattnet fördröjs och kan infiltrera. Då den naturliga jorden har för låg infiltrationshastighet utförs en fyllning med mer genomsläppligt material.



Figur 5.6 Principskiss på infiltrationsbassäng, Lindmark och Lundberg (1994).

Lindmark och Lundberg (1994) anger vissa krav som måste uppfyllas för att platsen skall vara godtagbar för infiltration:

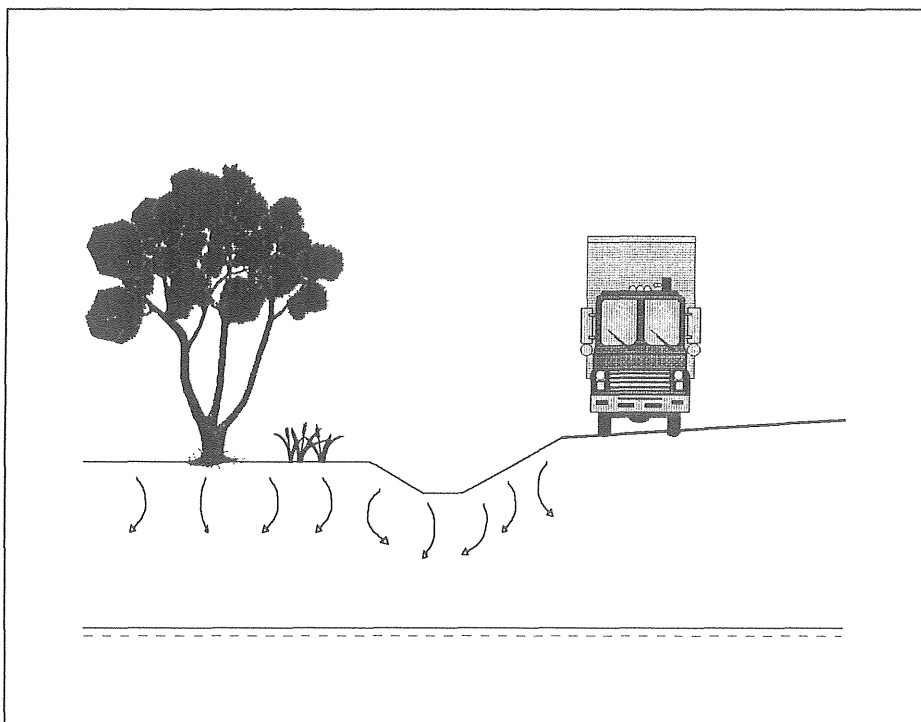
- En infiltrationshastighet som under mättade förhållanden medger tillräcklig perkolerings av lagrat dagvatten. Infiltrationshastigheten bör minst uppgå till ca 10^{-6} m/s vilket motsvarar siltig sand.
- Erforderlig tömningstid bör minimera risken för bräddning mellan regnen.
- Avstånd från botten på anläggningen till högsta grundvattenytan ska vara större än tillåtet avstånd vilket i vissa fall finns reglerat. Av Larm (1994) rekommenderas avståndet > 1 m.
- Acceptabla topografiska förhållanden. Området bör ej luta mer än 7%.

För att undvika igensättning bör sediment och annat suspenderat material avskiljas före infiltrering vilket enklast utförs med en sedimenteringsbassäng. Bräddavlopp av någon form bör alltid finnas för att minska risken för översvämningar.

Nedan följer en beskrivning av öppna diken och översvämningssytor som är några specialfall av infiltration som bör omnämnas, Larm (1994).

5.2.5.3.1 Infiltration i öppna diken

Öppna diken är ett specialfall av infiltration i vegetationsbeklädda ytor/översilningsytor och grönytor. Således bygger metoden på såväl infiltration som växtrelaterade metoder. De öppna diken är grästäckta vilket ökar sedimentering och fastläggning av suspenderat material men förhindrar även erosion. Principskiss av ett öppet infiltrationsdike visas i Figur 5.7.



Figur 5.7 Principskiss av vägdagvatteninfiltration i öppet dike, Larm (1994), (källa: Stahre, 1981).

Fördelar med öppna diken kan vara:

- Effektiv föroreningsavskiljning.
- Flödesutjämning vilket minskar risken för erosion.
- Bidrar till utjämningen av vattentemperaturen till vattendrag.
- Bra funktion redan direkt efter anläggningsskedet.
- Säkert system genom infiltration och avledning. Liten risk för skador vid överbelastning.
- Lätt att upptäcka driftstörningar.
- Fungerar vintertid som snöupplag.
- Bidrar till grundvattenåterbildningen.

Nackdelar med öppna diken kan vara:

- Kräver utökat gatuområde jämfört med traditionellt VA-system med rännstensbrunnar och dagvattenledning.
- Risk för erosion innan vegetation etablerats.
- Risk för erosionsskador om erosionsskydd saknas mellan asfaltkant och dikesslänt.
- Risk för vattenansamlingar vid dämning.
- Skötselproblem vid de fall då åtkomstsvårighet råder.

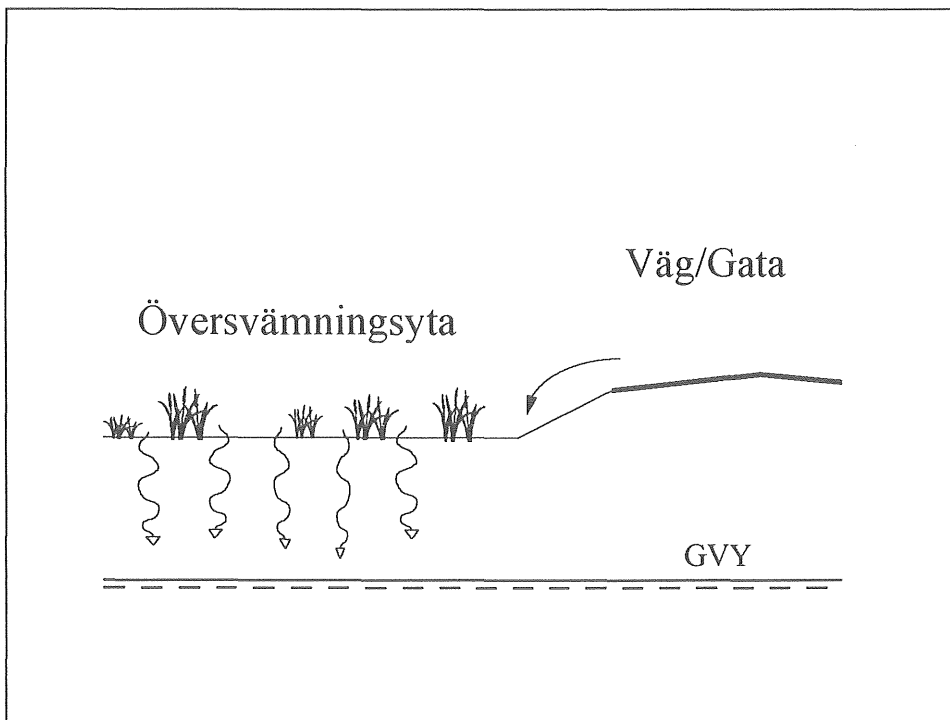
- Har ej förmåga att ta hand om vatten från större områden under kraftigare regn.
- Öppna diken är ej konstruerade för att ta bort grövre partiklar.
- Känsliga för igensättning av partiklar, olja och fett.
- Kan vara ineffektiva under vårperioden vid stora vattenflöden.
- Sämre funktion under vintern då marken är tjälad, föroreningsavskiljningen minskar både p g a minskad infiltrationskapacitet som minskat föroreningsupptag av växter.

Enligt Larm (1994) avskiljer öppna gräsbevuxna diken metaller effektivare än näringsämnen. För att erhålla hög avskiljningsgrad krävs förutom hög infiltrationskapacitet även en flödehastighet som understiger 0.15 m/s. Effektivast avskiljning sker vid marklutningar som är mindre än 3%.

5.2.5.3.2 Infiltration på översvämningssytor

Översvämningssytor är en typ av översilning där vägdagvattnet leds ut på vegetationsklädda ytor för att infiltrera, se Figur 5.8. Detta sker genom att:

- Dagvattnet leds ut längs hela begränsningslinjen, på "bred front", mellan hårdgjord yta och infiltrationsyta.
- Dagvattnet leds ut via diken, dagvattenledningar eller motsvarande. Tillförseln är då koncentrerad till vissa punkter.



Figur 5.8 Infiltration på översvämningssyta enligt Larm (1994), (källa: Lind m fl, 1991).

Ytorna anläggs plana, svagt konkava eller svagt lutande. Larm (1994) menar att översvämningssytorna med fördel kombineras med andra vägdagvattenanläggningar såsom t ex dammar, infiltrationsmagasin och våtmarker. Det bör nämnas att dagvattnet ej bör vara kraftigt förorenat vilket kan göra metoden mindre användbar vad det gäller vägdagvatten från vägar

med stor trafikmängd. Däremot kan den med fördel användas på ställen där dagvattnet innehåller lägre halter av föroreningar.

Fördelar med översvämningssytor kan vara:

- Metoden är reducerande på flöde och föroreningar. God reningseffekt för sedimenterbart material och tungmetaller.
- Viss reningseffekt avseende närsalter genom upptag av vegetation.
- Bibehåller grundvattenbildning.
- Små olägenheter vid överbelastning och lätt att upptäcka driftstörningar.
- Effektivt vad det gäller bibehållande av vattentemperatur.
- Minimalt skötselbehov.
- Litet utrymmesbehov.
- Bra möjligheter för evapotranspiration.
- Stor potential för integration i stadsplanen som t ex parker och öppna ytor.
- Hög acceptans hos allmänheten.

Nackdelar med översvämningssytor kan vara:

- Risk för igensättning av infiltrationsyta genom t ex sediment, isbildning, rötter.
- Koncentrerade flöden kan ge upphov till erosionsskador.
- Ineffektiva under vårperioden då marken är tjälad.
- Ineffektiva för större områden.
- Ej lämpliga för starkt förorenat vägdagvatten.

Vid infiltration i vegetationsbeklädda ytor fungerar det översta humusrika lagret som ett filter där vägdagvattenföroreningar i suspenderad form fångas upp. De avskiljningsgrader som nämns av Larm (1994) är 70% för totalt suspenderat material, 30% för totalfosfor, 25% för totalkväve och 50-90% för olika metaller. För att uppnå hög reningseffekt skall marklutningen vara låg, marken permeabel och ytan grästäckt. Full reningseffekt uppnås först några år efter anläggandet vilket beror på att spricksystemet i de övre marklagren ej är fullt utbildade. Sprickzonens utbildning beror av t ex växtrötternas nedträngning, jordlagrens sammansättning och påverkan av tjäle.

5.2.5.4 Dimensionering och anläggning av infiltrationsanläggningar

En svårighet vid dimensioneringen är att uppskatta infiltrationshastigheten; denna påverkas av jordart, permeabilitet, markfuktighet, vattentemperatur, viskositet, vattenstånd i infiltrationsbassängen, avstånd från infiltrationsplatsen till opåverkad grundvattenyta, vegetation, mikrobiologisk aktivitet samt tiden som anläggningen har varit i drift, Lindmark och Lundberg (1994). Med hjälp av dessa parametrar samt beräkning av vattenmängd och flöde vid dimensionerande regn kan erforderliga dimensioner uppskattas.

5.2.5.5 Tillämpbarhet av infiltration

Infiltration av vägdagvatten kan tillämpas där jorden är tillräckligt genomsläpplig och där grundvattenytan är på tillräckligt djup under markytan. Enligt Lindmark och Lundberg (1994) finns inga generella bestämmelser i Sverige utan avståndet bestäms från fall till fall. Internationellt sett varierar kraven; i Tyskland är det 4 m och i USA varierar det från 1-3 m. Jorden måste vara så permeabel att vattnet infiltrerar tillräckligt snabbt samtidigt som jorden måste innehålla den mängd finkornigt och organiskt material som krävs för att fastläggningen av metalljoner och oljekomponenter skall vara tillräcklig. Särskild försiktighet vad det gäller

föroreningshalt skall iakttas då infiltration sker i grova jordar såsom grus, i ekologiskt känsliga områden samt nära dricksvattentäkter.

5.2.5.6 Reningseffekter och erfarenheter av infiltration

Avskiljning av föroreningar sker generellt genom adsorption, mikrobiell nedbrytning i marken under magasinet, filtrering, biosorption, sedimentation och infiltration genom marken.

Infiltrationsanläggningarna reducerar halterna av alla föroreningar i vägdragvatten förutom klorid som endast kan spädas ut. Larm (1994) samt Lindmark och Lundberg (1994) beskriver avskiljningen av de olika föroreningarna enligt följande:

- Avskiljning av suspenderat fast material, SS, varierar beroende på avrinnande volym jämfört med vad som infiltreras, infiltrationsmedium och driftproblem.
- Reduktion av bakterier beror på aktuellt infiltrationsmedium, avrinningsvolym samt närhet till grundvattenytan.
- Biologiskt syreförbrukande ämnen, BOD, avskiljs genom filtrering, adsorption till jordpartiklar eller genom bakteriell nedbrytning.
- Organiska föreningar reduceras genom biologiska processer, sorption och avdunstning.
- Reduktion av tungmetaller sker genom ackumulering i de övre mark- eller magasinslagren. Fastläggningen är starkt kopplad till bl a jordens organiska halt, innehåll av lermineral och pH.

De studier som finns, Larm (1994) samt Lindmark och Lundberg (1994), visar att infiltrationsanläggningar har hög kapacitet att avskilja partikulära föroreningar och måttlig kapacitet att avskilja lösta föroreningar se Tabell 5.4.

Tabell 5.4 Avskiljning av olika föroreningar i vägdragvatten vid infiltrationsanläggningar, Lindmark och Lundberg (1994); (källa: Klochak, 1992).

Parameter	Avskiljning
Suspenderat fast material (SS)	50-100%
Bakterier	40-100%
Näringsämnen	≤100% för partikulär fosfor ≤75% för löslig fosfor ≤90% för nitratkväve
Kemisk syreförbrukning (COD)	60-95%
Biologisk syreförbrukning (BOD)	86-100%
Organiska föreningar	≤85%
Tungmetaller	50-100%

Fördelar med infiltrationsbassänger är generellt, Larm (1994) samt Lindmark och Lundberg (1994), bl a mindre belastning på recipienter, en fortgående rening under infiltration i marken, bidrag till ökad grundvattenbildning, ökning av basflöde och positiv effekt på vegetation.

Nackdelar kan generellt vara risk för grundvattenförorening av nitrat och klorider, att inga habitat skapas samt stor risk för försämrad funktion p g a igensättning om förbehandling av vattnet ej används eller om regelbunden skötsel ej utförs.

Infiltrationsmagasinens lämplighet är beroende av bl a grundvattennivå och typ av föroreningar som är beroende av uppsamlingsområdets beskaffenhet. Larm (1994) menar att magasinen kräver litet utrymme och därför lämpar sig väl i urbana områden. Vikten av förbehandling av det förorenade vägdragvattnet påpekas men även en regelbunden skötsel är viktigt. Förbehandling kan ske med avskiljning av sediment och olja.

5.2.6 Våtmarker

5.2.6.1 Allmänt

Definitionen av våtmarker är, enligt Lindmark och Lundberg (1994), ”marker som står under mer eller mindre ständigt påverkan av grundvatten eller ytvatten och som utvecklats en flora och fauna som är anpassad till riklig tillgång på vatten. Våtmarker är komplexa system som ofta finns i gränsytan mellan terrestra och akvatiska ekosystem.”

Våtmarker är en variant på fördröjningsmagasin som avskiljer föroreningar främst genom fastläggning i jord, sediment och växtmaterial. Skillnaden mellan konventionella fördröjningsmagasin och våtmarker är att dessa är grundare, använder vegetation för avskiljning samt har ett väl utbrett flöde. De viktigaste faktorerna som styr ämnesreduktionen i våtmarker är inkommande flöde, uppehållstid, marklutning, temperatur, jordart, vegetation, snö och isförhållanden samt pH.

Våtmarker förknippas främst med rening av spillavloppsvatten där det främsta målet är att avlägsna näringsämnen. För vägdagvatten är det egentligen inte näringsämnen man i huvudsak vill reducera eftersom halterna vanligtvis är relativt låga. Alternativet med våtmarker kan trots allt vara ett fördelaktigt sätt att lösa de primära dagvattenproblemen såsom partiklar och partikelbundna ämnen samt utjämning av flöden, Wittgren (1994). Det bör påpekas att flera av de våtmarker för dagvattenrening som anlagts i Sverige har huvudsyftet att reducera näringsämnen. Exempel på detta är våtmarker i Halmstad och Växjö.

Beskrivningen av våtmarker avslutas med rotzonsanläggning som är ett specialfall eftersom anläggningen bara periodvis har en öppen vattenyta.

5.2.6.2 Reningsprocesser i våtmarker

Borttagande av föroreningar genom våtmarker sker, Lindmark och Lundberg (1994):

- **Fysikaliskt:** Avdunstning, sedimentering och filtrering. Partikulära föroreningar filtreras och fastnar i grästäckets på våtmarken och sedimenterar så småningom till botten-sedimentet. Lösta föroreningar reagerar med omgivande vatten, jord och växtlighet.
- **Kemiskt:** Bildning av kelater (verkar som komplexbildare för metaller), kemisk utfällning och adsorption. Omvandlingar reducerar BOD, patogener och vissa kolväten.
- **Biologiskt:** Upptag i vegetation med viss biologisk omvandling och nedbrytning. Omvandlingar reducerar BOD, patogener och vissa kolväten. Biomassa upptar näringsämnen.

Viktigaste reningsprocessen vid vägdagvattenrening i våtmarker är den mikrobiella aktiviteten. Partikulära föroreningar upptas av våtmarkens växttäckes och sedimenterar så småningom till bottensedimenten. Fosfat fastläggs vid mineralkomplex och kväve avskiljs bland annat genom denitrifikation, Larm (1994).

5.2.6.3 Beskrivning av våtmarkstyper

Den huvudsakliga uppdelningen av våtmarker är i naturliga och anlagda, Lindmark och Lundberg (1994). De kan noggrannare beskrivas enligt följande:

- **Naturlig våtmark:** Kärr, mossar, fuktängar och översilningsmarker som fungerar som biologiska filter i naturen. Våtmarken domineras av akvatiska växter på sank mark alternativt där grundvattenytan står vid eller strax över marknivån under delar av växtsäsongen varje år. En speciell flora och fauna som är typisk för våtmarker existerar.
- **Återskapad våtmark:** Områden som tidigare varit naturliga våtmarksekosystem men som torrlagts genom utdikning för att exempelvis användas till odling. Våtmarkens flora och fauna samt hydrologi har i efterhand återskapats.
- **Skapad våtmark:** Anlagd våtmark som ursprungligen har bestått av väl-dränerad jord med terrest flora och fauna. Önskvärda hydrauliska egenskaper har skapats genom ändring till tät jord samt inplanterad våtmarksflora och fauna. Anledning till skapande av våtmark kan vara flödesutjämning, minskad risk för översvämning eller rekreationsområde.
- **Konstruerad våtmark:** Anlagd våtmark har ursprungligen varit en terrest miljö men har förändrats för att fungera som en behandlingsanläggning. Detta har skett genom att skapa tät jord samt våtmarksflora och fauna. Anläggningen är främst avsedd för behandling av förorenat dagvatten men andra fördelar såsom rekreationsområde kan dock erhållas. Jord, vatten och vegetation kombineras på ett optimalt sätt.

De naturliga anläggningarna är mer fördelaktiga ur kostnadssynpunkt men kan däremot innebära praktiska och juridiska problem såsom långa ledningar och marklösen. Skillnaden mellan skapad och konstruerad våtmark är att den konstruerade huvudsakligen har ett tekniskt syfte.

5.2.6.4 Dimensionering och anläggning av våtmarker

Bästa reningseffekten erhålls, Larm (1994), om våtmarken utformas i förbindelse med en dagvattendamm vilket medför försedimentering. Rätt val av växter är viktigt likväl som att utforma en del av ytan som en våt damm med permanent vattenyta för att djurlivet skall få en bra miljö. Ett bra exempel på detta är Fyllebro våtmark i Halmstad, se Figur 5.9. Bilden visar inloppet till våtmarken där en relativt stor vattenspegel har anlagts för att erhålla en god sedimentering och erbjuda ett varierande habitat för växter och djur.



Figur 5.9 Fyllebro våtmark, Halmstad.

Lindmark och Lundberg (1994) hävdar att det finns begränsade erfarenheter angående användning av våtmarker för att behandla diffusa föroreningar såsom de som finns i vägdagvatten. Följande fyra steg måste dock alltid finnas med och kan ses som ett förslag till arbetsgång vid projektering och planering av våtmarker för behandling av vägdagvatten:

1. *Val av plats för anläggning av våtmark.* Platsen som väljs måste vara tillräckligt vattenrik för att försörja vattenväxter under torra perioder samt ha kapacitet att ta emot vägdagvatten från aktuellt vägavsnitt. Vid lokalisering av ny våtmark bör vägdagvattenflöde bestämmas samt var vattnet avrinner från vägen.
2. *Val av passande våtmarksvegetation.* Vegetation som förekommer naturligt i området bör väljas om detta är möjligt. Undersökningar av närliggande naturliga våtmarker ger ett antal möjliga arter att välja mellan. Oftast är det önskvärt med olika arter av estetiska och praktiska skäl. Monokulturer är instabila och kan ödeläggas av växtätare eller plötsliga hydrologiska förändringar.

3. *Val av planteringssätt.* Plantering av våtmarksvegetation kan utföras på många sätt. Enklaste sättet är att tillföra slam från en närliggande våtmark för att på så sätt erhålla självsådd. Detta tillför mikroorganismer samt frön och sporer som sedan skall gro i den fuktiga våtmarksmiljön. Även uppsamling av frön och sporer från närliggande våtmarker som sås på den nya våtmarken vid normal tidpunkt för fröspridning förekommer. En säkrare metod är att plantera små plantor som förflyttats från någon annan våtmark eller som drivits upp på konstgjord väg.
4. *Underhåll av våtmarken.* Att kontrollera vattennivån kan bli den svåraste och mest kostsamma delen av underhållsverksamheten eftersom naturliga våtmarker är känsliga för både översvämning och torka. Sådana störningar kan dock uppkomma även i konstgjorda våtmarker.

Ett förslag till procedur som är under utveckling är att dela upp dimensioneringen i följande tre primära steg:

1. Uppskattning av hydraulisk belastningen och föroreningsbelastning från vägdräneringsområdet inklusive belastning från närliggande mark som också avleds till våtmarken.
2. Bedömning av möjligheten att använda våtmarken som behandlingsanläggning för vägdagvatten. Detta avgör om opassande våtmark ska förbättras för att kunna brukas eller om ny våtmark skall konstrueras.
3. Bestämning av de följande dimensionerande parametrarna uppehållstid, vattendjup och lutning. Uppmärksamhet bör riktas på de jordar som ska användas, befintliga eller ditforslade, och vilken vegetation som är lämplig att använda i våtmarken.

De två ovanstående synsätten på arbetsgång kan och bör kombineras och skall ses som övergripande steg i dimensioneringsprocessen, Lindmark och Lundberg (1994) nämner även vissa konkreta och specifika råd. Dessa är följande:

- Relativt lång uppehållstid för vägdagvattnet. Som exempel kan nämnas att för behandling av spillavloppsvatten rekommenderas 6-14 dagar.
- Grunt vatten med en liten bassänggradient som resulterar i ett långsamt och väl utbrett flöde med ett vattendjup mellan 0.3 och 1.0 m. Sidolutningen bör vara i storleksordningen 1:10 till 1:20.
- Minimera antalet öppna kanaler. Där öppna kanaler förekommer rekommenderas kringgående flödesvägar.
- Maximal kontakt mellan dagvattenflöde och våtmarkens jord och vegetation.
- Oregelbunden bottenutformning och ojämna kanter rekommenderas.
- Olja och fett bör ej nå våtmarken, problemet löses genom att installera oljeavskiljare vid inflöde till våtmark.
- Tåliga och/eller flytande akvatiska vegetationsformer.
- Tillräcklig lagringsvolym för att undvika effekterna av en ofta starkt förorenad "first flush". Det rekommenderas att de första 13 mm av ett regn ska kunna lagras i våtmarken utan avrinning.
- Växt- men även djurlivet är känsligt för översvämningar med för mycket vatten då stora delar kan förstöras.

5.2.6.5 Vegetation i våtmarken

Vegetationen är viktig i våtmarken där växterna fungerar som erosionshämmare och flödesutjämnare. Val av vegetationstyp poängteras av Lindmark och Lundberg (1994) på att växterna förser mikroorganismerna med föda, syre samt utrymme för att kunna verka. Växternas stjälkar och blad hindrar solljuset vilket medför en minskad alg tillväxt. Under växtperioden sker även en reduktion av främst näringsämnen om skörd av vegetation sker. Våtmarker karakteriseras ofta av kaveldun (Typha), säv (Scirpus) och vass (Phragmites) men även viden och diverse gräsarter är vanliga. Tabell 5.5 nedan redovisar de vanligaste våtmarksväxternas optimala betingelser.

Tabell 5.5 Optimala betingelser för vanliga våtmarksväxter, Lindmark och Lundberg (1994), (källa: Johansson och Lindroth, 1991).

Växt	Optimalt vattendjup	Optimal temp.	Kommentar
Kaveldun (Typha)	>15 cm	10-30°C	Försurningstålig
Säv (Scirpus)	0-25 cm	16-27°C	-
Vass (Phragmites)	0-150 cm	12-33°C	Föredrar stillastående vatten

5.2.6.6 Tillämpbarhet av våtmarker

Våtmarker är lämpliga att använda i de flesta urbana situationer, Larm (1994), men är bäst lämpade där det finns ett tillräckligt stort basflöde för bibehållande av vattennivån i dammen. Svårigheter uppstår vid försök att etablera våtmarker på platser med sandiga jordar, hög infiltrationskapacitet eller hög evapotranspiration under sommaren. Enligt Lindmark och Lundberg (1994) är våtmarker ett utmärkt alternativ till konventionella fördröjningsdammar där vattennivån ligger vid eller i närheten av markytan, där det finns utrymme för en grund bassäng eller där en naturlig våtmark existerar.

Våtmarker skall bara användas i kombination med växtrelaterade metoder eller fördröjningsmagasin och inte tillsammans med infiltration. Anledningen är att våtmarker och infiltration kräver helt skilda förutsättningar vad det gäller vattennivå och permeabilitet. En annan anledning är att ackumulerat sediment och nedbrutna växtdelar ofta sköljs bort från våtmarken på våren och kan därmed orsaka igensättning av infiltrationsbassängen.

Fördelar med våtmarker kan vara, Larm (1994):

- Mycket effektiv avskiljning av sediment och föroreningar.
- Stor potential för upptagning av näringsämnen, speciellt vid avskiljning av sediment och växtmaterial erhålls en mycket effektiv reduktion.
- Skapar direkt habitat som är lämpliga för ett brett spektrum av arter som vissa fiskar (t ex karp), fåglar, däggdjur mm.
- Naturliga våtmarker utgör viktiga ytor för återbildning av grundvatten men samma funktion kan även erhållas med välplacerade anlagda våtmarker.
- Bidrar till utjämning av basflöden då ytavrinning förekommer även under torra perioder.
- Temperaturutjämning

Nackdelar med våtmarker kan vara:

- Konstruktion av våtmarker kan ha negativ påverkan på skogsområden och existerande våtmarker.
- Bortförelse av sediment kan leda till att föroreningar sprids och frigörs.
- Placeras anlagda våtmarker i källvattenområden kan ekologin skadas för känsliga akvatiska samhällen.
- Syrefattigt tillstånd kan uppstå under sommaren om vattnet är mycket näringsrikt. Tillförelse av sådant vatten till recipienter kan ha negativ påverkan på ekologin, leda till luktproblem samt frigörelse av näringsämnen och metaller från sediment.
- Temperaturen kan bli för hög och skada fisk som kräver kallt vatten genom negativ inverkan på fiskvandringen. En höjning av vattentemperaturen i vattendrag nedströms kan erhållas.
- Metallupptag kan påverka det akvatiska djurlivet.
- Kräver stor yta, 2-3 ggr, jämfört med andra vägdagvattenanläggningar.
- Ineffektiva under vårperioden samt under tid för frost och snötäckning.

5.2.6.7 Reningseffekter och erfarenheter av våtmarker

Avskiljningsgraden är en funktion av anläggningens volym och yta samt avrinningsområdets yta i förhållande till våtmarkens. Avskiljningen varierar också i tiden beroende av årstid och hydraulisk last, Larm (1994). Hydrologin verkar generellt vara den faktor som avgör föroreningsavskiljningen beroende på dess inverkan på sedimentation, luftning, biologisk nedbrytning samt fastläggning i bottensedimenten, Lindmark och Lundberg (1994). Våtmarkens hydrauliska egenskaper bestäms av faktorer som in- och utloppsförhållanden, turbulens, djup och uppehållstid.

Artificiella våtmarker har generellt sett högre avskiljning av föroreningar än naturliga. Anledningen tycks vara att anlagda våtmarker kan dimensioneras med avseende på uppehållstid och för att behandla dagvatten av speciell karaktär samt att de kan placeras på önskvärt avstånd från föroreningskällan.

Vattenväxter upptar tungmetaller från vattnet och det binds i olika växtdelar såsom löv, rötter och stjälkar. Skördning av växter är därför viktigt för att undvika kontaminering av den akvatiska miljön och ackumulering av metaller i näringskedjan.

Det finns risk för läckage av näringsämnen under första driftåret vilket innebär att större andel frigörs än upptas. Läckage kan också ske om anaeroba förhållanden råder. För att erhålla en god avskiljning av näringsämnen är en regelbunden skördning av våtmarken nödvändig.

Enligt Larm (1994) samt Lindmark och Lundberg (1994) finns det få uppföljningar av våtmarker som används för rening av vägdagvatten. Detta kan delvis bero på att metoden är relativt ny. Det finns dock en uppföljning av den årliga reduktionen av närsalter i Toftanäs våtmarkspark, Malmö. Tabell 5.6 redovisar mätningar som utfördes de tre första åren efter anläggandet.

Tabell 5.6 Uppmätt genomsnittlig årlig reduktion av närsalter för Toftanäs våtmarkspark, Stahre och Larsson (1993).

	1990	1991	1992
Totalt kväve (Tot-N)	-9%	25%	35%
Totalt fosfor (Tot-P)	-33%	27%	31%

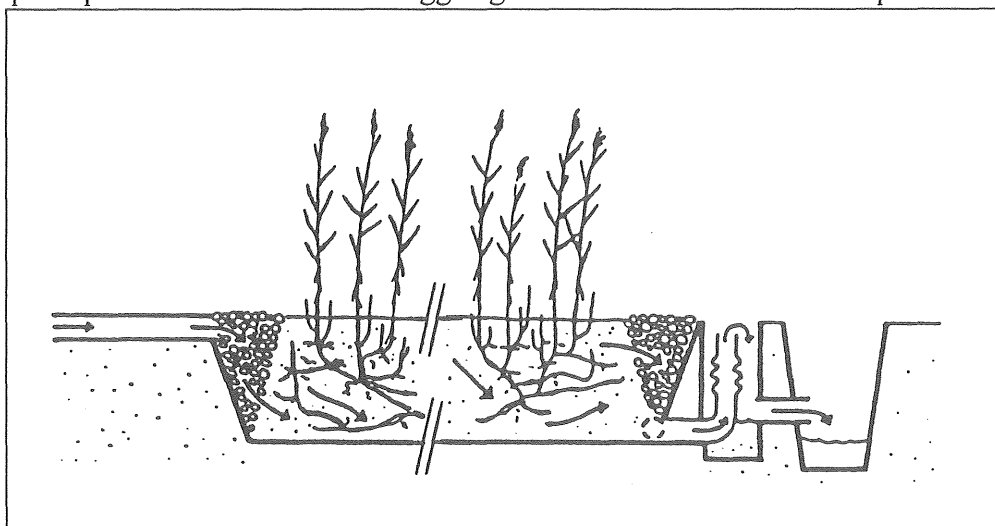
Tabellen visar att under det första året skedde ett läckage av närsalter som troligtvis beror på urlakning från omgivande marklager.

En omfattande uppföljning görs av föroreningsavskiljningen i Bäckaslövs våtmark, Växjö. Det dröjer dock några år innan resultat kan utläsas, muntligt Gustafsson.

5.2.6.8 Rotzonsanläggning

5.2.6.8.1 Allmänt

Rotzonsanläggningar kan betraktas som ett specialfall av våtmark, Larm (1994). Anläggningen består av en dränkt jordbädd planterad med vattenväxter som upptar näringsämnen och tungmetaller ur dagvattnet. I en väl fungerande anläggning når vattnet inte ofta markytan vilket medför att rotzonsanläggningen ser torr ut. Reningsprocesserna i en rotzonsanläggning är sedimentering, filtrering, bakteriella aktiviteter och kemisk bindning. Figur 5.10 visar en principskiss över en rotzonsanläggning med horisontellt flöde i markprofilen.



Figur 5.10 Principskiss på rotzonsanläggning, Wallin (opubl.).

5.2.6.8.2 Beskrivning av rotzonsanläggning

Som beskrivning används ett praktiskt exempel från Sallerupsvägen, Malmö, där det finns en rotzonsanläggning som anlades 1993. Anläggningen består först av en öppen damm för avskiljning av grövre partiklar. Därefter följer ett meandrande dike som ger grovavskiljning och utjämning av inkommande dagvattenflöde samt slutligen rotzonsanläggningen. Således är det en kombination av flera reningsmetoder. Rotzonen har en yta av ca 0.2 ha och består av en dränkt jordbädd planterad med vattenväxter såsom Bladvass, Kavelkun, Gul svärdsilja och Rörflen. Växterna har förmågan att ta upp näringsämnen och tungmetaller ur vattnet.

Avrinningsområdet består av en ny vägsträcka och planerad bebyggelse som totalt kommer att uppgå till ca 65 ha. Reningseffekterna förväntas bli 25-50% för tungmetaller, 50% för kväve och organiskt material samt ca 25% för fosfor, Stahre och Larsson (1993).

5.2.7 Övriga metoder

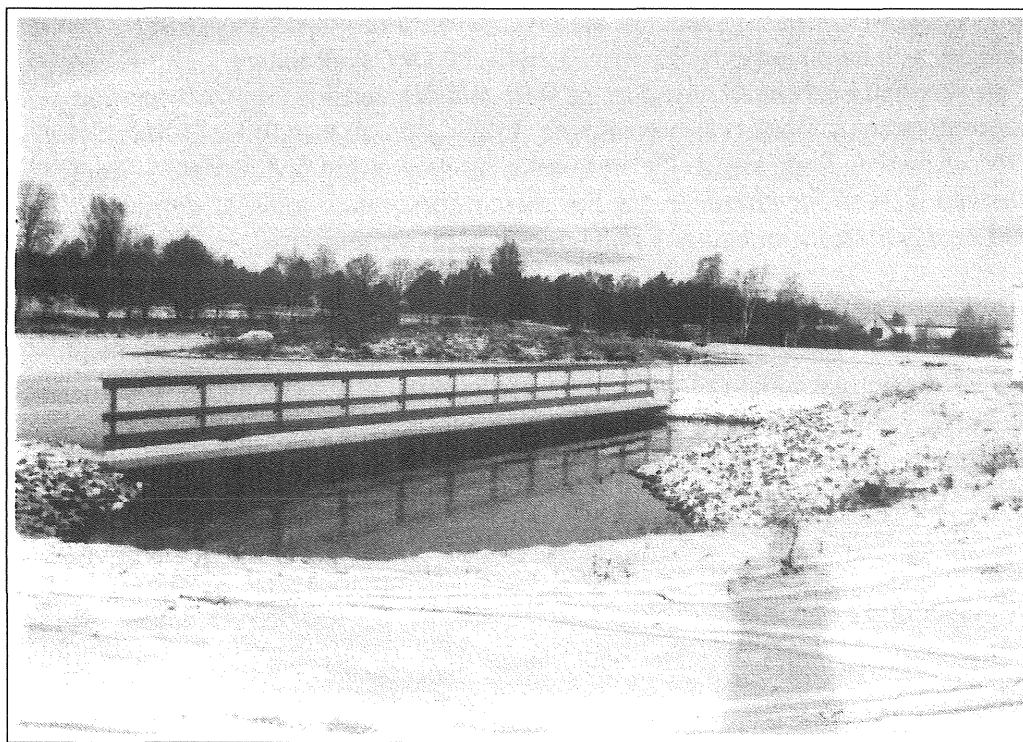
Nedan följer en beskrivning av oljeavskiljare, lamelloljeavskiljare, kemisk fällning samt permeabel asfalt. Dessa metoder är användbara till viss del som separata anläggningar men mest i kombination med tidigare beskrivna.

5.2.7.1 Oljeavskiljare

5.2.7.1.1 Allmänt

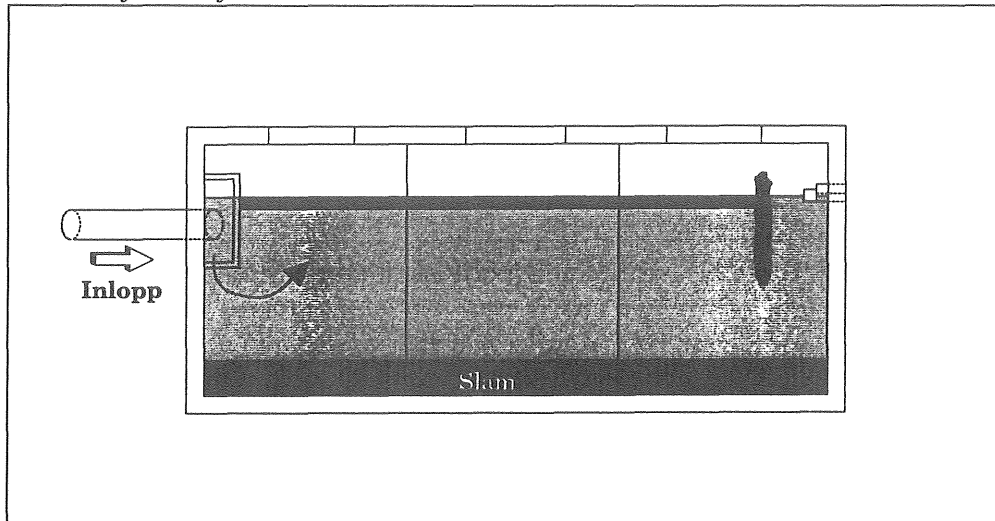
Oljeavskiljare för vägdagvatten är oftast utformade som bassänger och finns vanligtvis vid platser där stora mängder oljeprodukter används, t ex oljedepåer och bensinstationer. De används även för att skydda känsliga recipienter från små till stora utsläpp såsom tankbilsolyckor, ofta tillsammans med någon annan behandlingsåtgärd. Vid starkt trafikerade vägar där oljeföroreningen kan vara stor tillsammans med stora dagvattenmängder brukar anläggningen vanligtvis utföras som en öppen damm, Lindmark och Lundberg (1994). Den öppna dammen kan med fördel förses med en sk oljeskärm som gör att olja och annat flytande material stannar och ej transporteras vidare. Figur 5.11 visar ett exempel på en oljeskärm i Bäckaslövs våtmark, Växjö, se även bilaga 1.

Oljeprodukterna som finns i vägdagvatten förekommer huvudsakligen i tre olika former; fri, löst och emulgerad, Lindmark och Lundberg (1994). Den fria oljefasen är lättare än vatten och lägger sig därmed som ett skikt ovanpå vattenytan. Emulgerad olja innebär oljedroppar som finns i vattenmassan och löst olja finns utblandad i och rör sig med vattnet. 10-300 mg oljeprodukter per liter vatten är normalt lösligt.



Figur 5.11 Oljeskärm vid Bäckaslövs våtmark, Växjö. (Foto taget från nedströmssidan.)

Oljeavskiljare för mindre anläggningar än den ovan beskrivna görs ofta slutna i form av en bassäng eller ett prefabricerat rörsystem. Skanska Prefab saluför ett system som heter *Germax fett-, olje- och slamavskiljare* som består av betongrör. Figur 5.12 visar en principskiss över en sluten oljeavskiljare.



Figur 5.12 Principskiss av oljeavskiljare.

5.2.7.1.2 Beskrivning av oljeavskiljning

Avskiljningen bygger på principen att oljan flyter upp till ytan samt att tyngre partiklar sedimenterar till botten. Därmed erhålls en anläggning som fungerar som både olje- och sandavskiljare. Oljeavskiljaren bör ha en kapacitet att avskilja ca 30 m³, vilket motsvarar utsläppet från en tankbil, och ha en långsträckt form ($L/B > 3:1$). Den skall vidare vara dimensionerad för en maximal horisontell hastighet på 0.05 m/s där vertikal stighastighet på 0.0025 m/s för oljeprodukterna används i beräkningarna, Lindmark och Lundberg (1994). Inloppsänden bör förses med en dämpskärm för att minska rörelseenergin och fördela vattnet över hela tvärsnittsarean. Risken för turbulens och kortslutningsströmmar minskar därmed. Utloppet förses med en dykskärm som nedsänks till ungefär halva vattendjupet.

Fördelar med oljeavskiljare är, Larin (1994):

- Förbehandlar vägdagvatten med avskiljning av sediment, olja och skräp före det att vattnet går vidare till infiltrationsanläggning, utledning direkt till recipient, ledningssystem etc.
- Kan genomföras i anslutning till och i kombination med dagvattensystemet.
- Relativt lång livslängd.

Nackdelar kan vara:

- Resuspension är ett stort problem som kan leda till att kolväten åter löses av vattnet och transporteras vidare med dagvatten.
- Ineffektiv reducering eller behandling av vissa föroreningar.
- Mycket skötsel genom regelbunden rensning och underhåll erfordras.
- Ineffektiv för erosions- och översvämningkontroll.

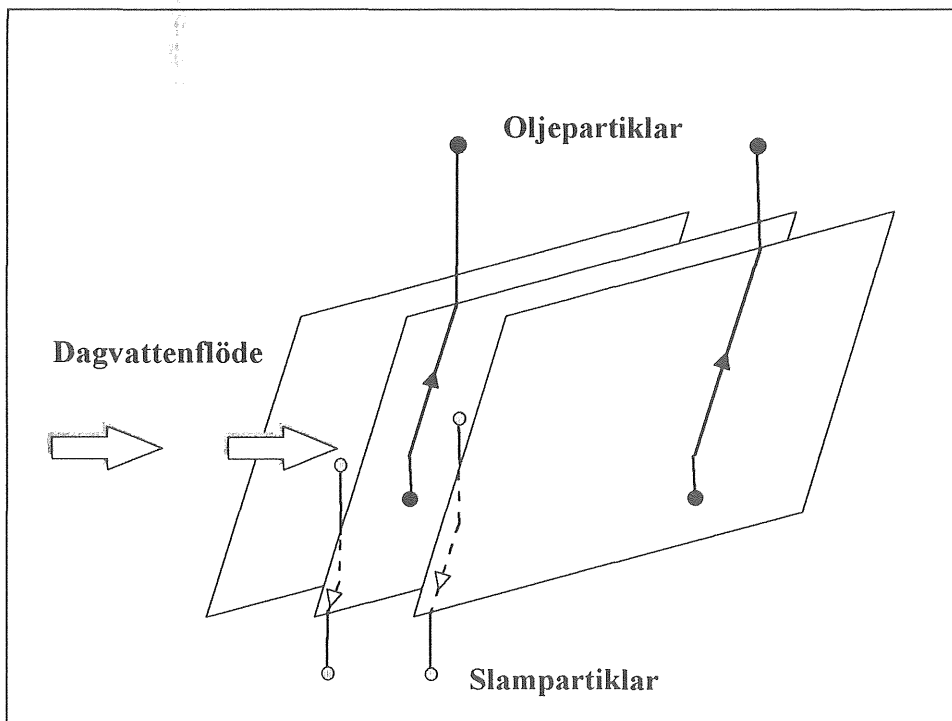
5.2.7.2 Lamelloljeavskiljare

5.2.7.2.1 Allmänt

Lamelloljeavskiljare är avsedda för oljeförorenat dagvatten där olja och slam separeras, Larm (1994). De är uppbyggda av ett antal lameller och den ökade effektiva ytan som dessa ger bidrar till ökad avskiljningskapacitet. Avskiljning sker genom att de tyngre partiklarna sjunker till botten och oljan flyter upp till ytan, se principalskiss i Figur 5.13.

5.2.7.2.2 Beskrivning av lamelloljeavskiljning

Före lamellerna passerar det oljeförorenade dagvattnet en inloppskammare där större föroreningar avskiljs. Fördelen med en lamelloljeavskiljare är att den kräver betydligt mindre utrymme jämfört med en konventionell oljeavskiljare som har samma kapacitet.



Figur 5.13 Principskiss över lamelloljeavskiljare, Larm (1994).

Då slammängden förväntas bli större än oljeavskiljarens slamlagringsvolym bör en s k förslamavskiljare användas i form av t ex sandfång. Även utjämningsmagasin kan behöva placeras före avskiljaren eftersom avskiljningen minskar med ökat dagvattenflöde. Oljeavskiljare kräver i stort sett daglig tillsyn av oljeskikt, slamnivå och utgående dagvattenkvalitet för att de skall fungera tillfredsställande.

För att enklast förklara anläggningens konstruktion väljs att beskriva *Germax Oljeavskiljare för dagvatten* som saluförs av Skanska Prefab. Avskiljaren är uppbyggd av brunnelement och brunnsdelar ur Skanska Prefabs standardsortiment och finns för en invändig brunnsdimension på 1000 - 3000 mm. Lamellerna består av snedställda skivor i ABS-plast som är slagttålig och kemiskt resistent. När det förorenade vattnet passerar avskiljarpaketet flyter oljan upp till ytan och slammet sjunker till botten av brunnen. Det reade dagvattnet passerar till sist en utloppskammare. Lamelloljeavskiljaren har en hög verkningsgrad som uppges vara 97 % vid dimensionerande flöde. Vid ett flöde som är 5 ggr det dimensionerande uppges avskiljningen så god som 60 %, enligt produktblad av Skanska Prefab (1991).

5.2.7.3 Kemisk fällning

5.2.7.3.1 Allmänt

Rening med kemisk fällning är ett alternativ inom starkt urbaniserade områden då en effektiv rening av kraftigt förorenat vägdagvatten krävs. Fakta som följer är hämtade från en artikel av Harper och Herr (1992) och beskriver ett system som finns i Florida, USA. Systemet bygger på en tillsats av kemikalier för att uppnå erforderlig flockning och därmed en betydligt snabbare sedimentation. Tillsatsen sker med flockningsmedlet alum, kemisk formel $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$.

5.2.7.3.2 Beskrivning av tekniken för kemisk fällning

Ett sonarsystem känner av flödet i ledningarna som rinner ut i recipienten och startar inblandningen av alum. Vid tillsatsen bildas snabbt gelatinartade flockar, kemisk formel $\text{Al}(\text{PO}_4)$ och $\text{Al}(\text{OH})_3$. Dessa attraherar och absorberar fosfor, tungmetaller, suspenderat material och bakterier. De olösliga flockarna är giftfria och så gott som överksamma. Efter bildandet av flockarna är tanken att de skall sedimentera i en bassäng eller direkt i recipienten. Fördelen jämfört med vanliga sedimenteringsbassänger är att sedimentationen sker betydligt snabbare samt att föroreningar binds till flockarna. Principen liknar alltså den fällning som sker i ett reningsverk för avloppsvatten. Kapitalkostnaden är avgörande för ett alumsystem och beror till största del på antal tillflöden och ej så mycket på avrinningsområdets storlek.

5.2.7.3.3 Beskrivning av anläggningar

Nedan följer en beskrivning av två av anläggningarna i Florida:

- **Lake Ella**

Lake Ella är belägen i Tallahassee, Florida, USA, och är en grund sjö med en area på ca 6 ha. Tillrinningen kom tidigare genom 18 ledningar från totalt ca 70 ha med stor andel hårdgjorda ytor. Total tillrinning är ca 55 000 m³/år och föroreningarna orsakade betydligt ökad algproduktion som blev ett vanligt och bestående problem. Varje huvudlednings avrinningsområde och föroreningshalt undersöktes för att erhålla en optimal tillsats av kemikalier. Laboratorieundersökningar gav nödvändiga data för konstruktion, kostnad, skötsel, funktion mm. Alumrening valdes p g a platsbrist istället för konventionella sedimentationsbassänger och det visade sig att en tillsats av 10 mg alum som Al_2O_3 per liter vatten var optimalt.

Sonarsystemet känner av flödet i utgående ledning och startar inblandning av alum som här sker med hjälp av rådande turbulens i ledningarna. De 18 huvudledningarna sammankopplades till 10 varav 6 utrustades med alumrening, detta motsvarar 95% av tillrinningen. En underjordisk grovavskiljning används för att avlägsna mängden skräp och löv. Hela systemet styrs från en pumpstation som förser samtliga inblandningsplatser med alum.

Före reningsåtgärderna var sjön starkt eutrofierad och fiskdöd var vanligt förekommande. Sikten var ca 30 cm och under ca 0.9 m rådde anaerobiska förhållanden d v s syrefria.

Reningen gav resultatet:

- N: 78%
- Ortho-P: 91%
- Tot-P: 89%
- BOD: 93%
- Turbiditet: 89%
- Sikt: 340%

Reningen innebar att det nu råder oligotrofiska/mesotrofiska förhållanden d v s nästan näringsfattigt tillstånd. Även halterna av aluminium är godkända enligt EPA, ”Amerikanska naturvårdsverket”. Efter 3 års drift mättes flockackumuleringen på 4 ställen och det påvisades en gråvit yttlig flock vid 3 utloppspunkter. Vissa flockar hade penetrerat till lägre lager, ca 5 cm. Genomsnittligt flocklager var 1-1.5 cm vilket motsvarar ca 0.5 cm/år.

- **Lake Dot**

Lake Dot är belägen i Orlando, Florida, USA, och är en sjö på ca 3 ha med mycket hög avrinningskoefficient. Mer än 95% av tillrinningen kommer från en ledning med en diameter på ca 2.7 m från totalt ca 140 ha. Kompakt algblomning var en konstant förekomst och periodisk fiskdöd observerades.

Ett stort fördröjnings-/infiltrationsmagasin för att klara de första 25 mm nederbörd jämfördes med ett system med alumrening. Slutsatsen blev att alumrening kostade 1/8 av vad den konventionella tekniken kostade. Utrustningen för alumrening anlades inuti den stora tillloppsledningen alldeles före utloppet till sjön. Ett sonarsystem för flödesmätning och pumpar med variabel hastighet användes för att tillsätta rätt mängd flytande alum och sodiumaluminat till ledningen på en flödesviktad basis. Sodiumaluminat är ett aluminiumsalt som utjämnar/uppväger sänkningen av pH vilket annars lätt uppstår.

Dosen 10 mg alum per liter vatten som Al_2O_3 tillsätts och för att inblandningen ska bli fullständig innan dagvattnet når sjön används en luftare på 1 hk för att uppnå erforderlig turbulens. Anläggningskostnaden var \$250 000 och den årliga kapitalkostnaden <\$7 000.

Reningen gav resultatet:

- Tot-N: 46%
- Ortho-P: 90%
- Tot-P: 90%
- Klorofyll-a: 86%
- SS: 86%
- Sikt: 200%

Aluminiumhalten, både total och löst, är lägre än före reningen. Nästan oligotrofiska förhållanden råder med en frisk population av fisk samt strandnära vegetation.

5.2.7.3.4 Tillämpbarhet av kemisk rening

Eftersom metoden kräver betydligt mindre utrymme än konventionella metoder som t ex sedimenteringsdammar borde det vara ett alternativ även i Sverige. Främsta användningsområdet torde vara vid starkt trafikerade trafikleder inne i tätorter. Det bör påpekas att inga fakta har påträffats angående hur dessa anläggningar fungerar i nordiskt klimat.

5.2.7.4 Enhetsöverbyggnad - Permeabel asfalt

5.2.7.4.1 Allmänt

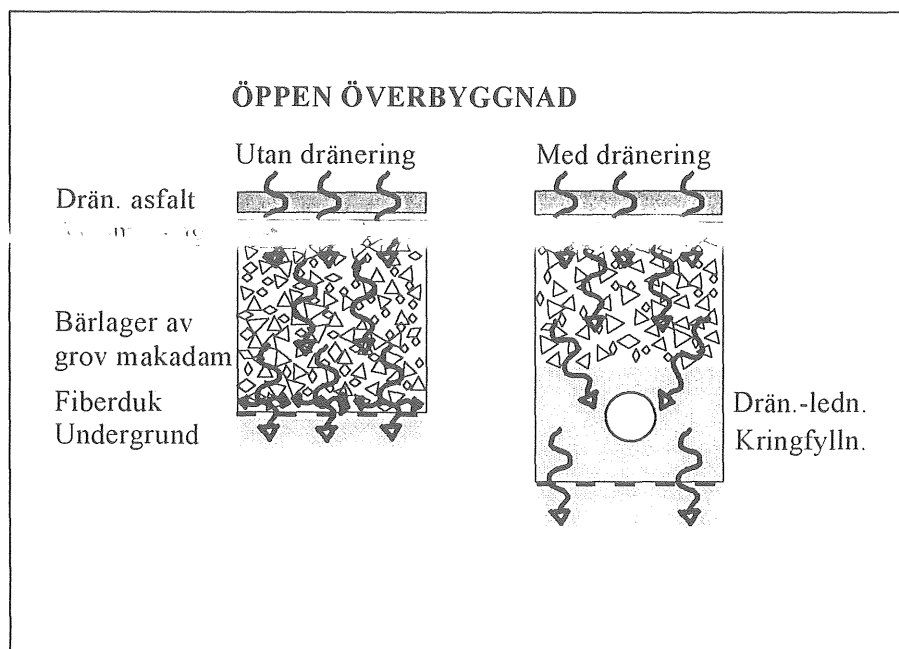
Detta är en typ av vägöverbyggnad som är avsedd för infiltration och magasinering av vägdagvatten. Enhetsöverbyggnaden består av en beläggning av permeabel asfalt, d v s dränerande, som är utlagd på ett avjämnat makadambärlager vilket har en lastfördelning och

vattenmagasinerande funktion. Enhetsöverbyggnad kan vara ett alternativ till konventionell grusbitumenöverbyggnad p g a dess dränerande men även bullerdämpande effekt. Fakta som följer är hämtade, då inget annat anges, från en forskningsrapport om enhetsöverbyggnad, Hogland och Wahlman (1990).

Användandet av denna typ av överbyggnad är ett nytt sätt att avvattna asfaltsytor. Förorenat dagvatten förs ned genom asfalten via väggkroppen till underliggande mark. På så sätt bibehålls till stor del de lokala hydrologiska förutsättningarna med en bibehållen grundvattenyta och därigenom minskar bl a risken för framtida sättningar. Vid infiltration genom överbyggnaden reduceras föroreningarna kraftigt och vattnet uppnår i det närmaste dricksvattenkvalitet, dock kan långtidseffekterna medföra risk för förorening av grundvattnet. Dagvattensystemet kan bytas ut mot ett enkelt och betydligt billigare dräneringssystem som fördelar dagvattnet antingen genom infiltration eller genom fördröjning till ledningssystemet. Därigenom minskas dag- och bräddvattenbelastning på recipienter.

5.2.7.4.2 Teknisk beskrivning av enhetsöverbyggnad

Öppen överbyggnad består av ett kombinerat bär- och förstärkningslager av makadam samt slitlager av dränerande asfaltbetong, ABD, som är en varm, verksblandad asfaltbetong med låg andel filler och låg halt av bitumen, Vägverket (1994). Vid risk för uppträngning av finare partiklar till bärlagret förläggs en fiberduk i botten på konstruktionen. I makadambärlagret kan en dräneringsledning läggas som träder i funktion när markens infiltrationskapacitet överskrids och vattennivån stiger i bärlagret. Det fungerar då som ett fördröjningsmagasin, dock med en renande effekt av det förorenade vattnet. Ledningarna kan kopplas till det traditionella dagvattensystemet eller ledas ut till angränsande markytor. För att infiltrationen skall fungera tillfredställande krävs att underliggande mark och terrass består av material med god permeabilitet. Figur 5.14 visar en principskiss av enhetsöverbyggnad både med och utan dränering.



Figur 5.14 Principskiss över utformningen av enhetsöverbyggnad både med och utan dränering, Vägverket (1994).

5.2.7.4.3 Tillämpbarhet av enhetsöverbyggnad

Enhetsöverbyggnad är främst avsedd för lågtrafikerade ytor såsom parkeringsplatser och vissa gator men kan även användas vid större trafikmängd. Vid låg trafikmängd har det främsta skälet varit hydrologiska samt ekonomiska i och med infiltration respektive enklare ledningssystem. Vid större trafikmängd krävs ett tjockare asfaltlager eller ett bitumenstabiliserat och dränerande bärlager. Det är av stor vikt att de totala hydrologiska effekterna på lång sikt undersöks vid projekteringen för att avgöra lämpligheten av denna typ av anläggning.

Fördelar med enhetsöverbyggnad kan vara:

- Föroreningar i avsmältande snö reduceras kraftigt, suspenderat material och tungmetaller, Larm (1994).
- Minskade dag- och bräddvattenutsläpp till recipienter.
- Förbättrad situation för vegetation genom bibehållen grundvattenyta.
- Förbättrad vattenbalans i urbana områden vilket bl a medför minskade sättningsskador på byggnader.
- Stor infiltrationsförmåga; 500-700 mm/min. vid nyanlagd yta och i medeltal 50-100 mm/min. vid äldre ytor.
- Färre dag- och rännstensbrunnar vid nybyggnation samt ett enklare dagvattensystem som kan utformas med lägre kapacitet.
- Totalt lägre kostnad än grusbitumenöverbyggnad beroende av; förenklat byggande, enklare dagvattensystem, minskad vinterväghållning samt lägre underhållskostnader.
- Minskad risk för vattenplaning och stänk, Vägverket (1994).
- Lägre buller från trafik än vid tät beläggning.
- Mindre halkrisk i samband med återfrysning av smältvatten.
- Minskad vinterväghållning.

Nackdelar med enhetsöverbyggnad kan vara:

- Igensättning av den dränerande asfaltbetongen vid normal användning förekommer och därmed försämrade infiltration. Känslig för oljespill.
- Ej konstruerad för att avlägsna grova partiklar, Larm (1994).
- Risk för grundvattenedsmutsning från bl a läckande asfaltmaterial och kolväten, Larm (1994).
- Försvårad sanering vid t ex tankbilsolyckor.
- Nedsmutsning under byggskede sätter igen asfaltytan.
- Markuppmjukning och skador på husgrunder där förhöjd grundvattennivå uppnås.
- Något dyrare än grusbitumenöverbyggnad.
- Höga skötselkostnader och relativt kort livslängd, Larm (1994).
- Svårare återställning efter t ex uppgrävning.
- Metoder för igensatt beläggning finns ej ännu som fungerar tillfredsställande.
- Andra metoder för halkbekämpning krävs jämfört med konventionella, ytan är känslig för sand, snöplogning och vägsalter.

Avvägningen som måste göras är om enhetsöverbyggnadens vattenkvalitativa fördelar överträffar de potentiella nackdelarna. Enligt Hogland och Wahlmans forskningsrapport (1994) visar kvalitetsmätningar som utförts på dräneringsvatten från äldre ytor att det uppfyller kravet för dricksvattenkvalitet för flertalet av de analyserade föroreningsvariablerna.

En variant med permeabel asfalt är då den läggs på ett tätt underlag. Det krävs då ett väl avjämnat underlag med god vattenavrinning för att undvika instängt vatten i konstruktionen, detta enligt vägverkets rekommendationer i VÄG 94, Vägverket (1994).

5.2.7.4.4 Reningseffekter

Perkolationen av vägdagvatten genom beläggningen och överbyggnaden leder till stor förbättring av kvaliteten. Avskiljningsgraden varierar mellan 0-95% beroende av föroreningsinnehåll och platsspecifika förhållanden, Larm (1994). Hög avskiljning erhålls av sediment, näringsämnen, organiskt material och metaller. Största delen av avskiljningen sker när vattnet exfiltrerar i marken under anläggningen. Denna del av avskiljningen sker genom adsorption, filtrering och mikrobiell nedbrytning. Av sediment och kväve avskiljs upp till 80% och fosfor upp till 60%.

Livslängden är starkt beroende av föroreningshalter och skötsel. Ytorna behöver rengöras ungefär vartannat år genom högtryckspolning för att hålrummen i beläggningen skall hållas öppna.

5.3 Minskad spridning av föroreningar

5.3.1 Allmänt

För att erhålla en ren miljö måste den mest fundamentala åtgärden vara att stoppa källorna till föroreningarna. Minskad spridning av föroreningar kan ses som ett alternativt sätt att erhålla ett rent eller åtminstone renare dagvatten. Nedan följer en beskrivning över några av de möjligheter som finns idag och som kan komma att gälla i framtiden.

5.3.2 Dubbdäcksanvändning

Effekter av ett minskat eller slopat användande av dubbdäck är en ökning av antalet olyckor samtidigt som slitaget av vägbeläggningar minskar enligt Carlsson m fl (1995). Nedan beskrivs effekterna av den utveckling som sker av dagens dubbdäck samt effekten av ett dubbdäcksförbud .

5.3.2.1 Ökad användning av lättdubb

Införandet av s k lättdubb istället för äldre ståldubb kommer att minska slitaget med ungefär hälften. 1993/94 uppskattas ca 17% använda lättdubb och det förväntas att år 2000 skall nästan 100% använda dem. Slitage orsakat av dubbdäck var 1993/94 ca 300 000 ton vägbeläggning till en sammanlagd kostnad av 150-200 miljoner kronor, denna kostnad förväntas minska med ungefär hälften vid 100% användande av lättdubb. Utöver detta kommer minskade kostnader för slitaget av vägmarkeringar och tvättning av nedsmutsade vägmärken samt mindre nedsmutsning av fordon med reducerade tvättkostnader till följd, Carlsson m fl (1995).

5.3.2.2 Dubbdäcksförbud

Negativa effekter vid ett införande av dubbdäcksförbud antas innebära en ökning av antalet olyckor vid is- och snöväglag med 3 000-3 600 olyckor per år. Indirekta olyckor i form av att till exempel våtfriktionen antas minska innebär en olycksökning på 600-700 varje år. Detta antas ske eftersom dubbarna inte skulle skapa en grov struktur i vägbeläggningen. Samhällsekonomiskt beräknas detta till en ökad kostnad på 1 430-1 740 miljoner kronor per år jämfört med de totala positiva effekterna som antas uppgå till 340-560 miljoner kronor per år vid sekelskiftet.

Sammanfattningsvis hävdar Carlsson m fl (1995) i VTI:s utredning att det finns klart övervägande samhällsekonomiska motiv för att behålla dubbdäcken. Svårigheterna i en sådan kalkyl är värderandet av de ökade miljöbelastningar som dubbdäcksanvändningen innebär. Dock råder det ingen tvekan om att dubbdäcken skall vara kvar eftersom *de övriga miljöeffekter som nu inte kan beräknas skulle vara så stora att de täckte upp skillnaden mellan för- och nackdelar ej är troligt*, hävdar Carlsson m fl (1995).

Det bör påpekas att ovanstående resonemang ses helt utifrån dagens perspektiv på däcktyp, beläggningstyp, vinterväghållning, vägsäkerhet samt värdering av miljö- och olyckskonsekvenser.

5.3.3 Slitstarkare beläggningar

5.3.3.1 Allmänt

Införande av bättre och slitstarkare stenmaterial i asfaltsbeläggningar innebär en minskning av slitage och därmed minskad spridning av föroreningar i form av bitumen och stenmaterial.

5.3.3.2 Effekter

Effekterna av ett ökat användande av alternativa beläggningar såsom t ex betong utreds ej närmare men kan tänkas vara ett miljövänligt alternativ. Idag används betongbeläggningar där hög trafikbelastning och därmed ett högt slitage förekommer. Minskad spridning av bitumen ger ett positivt resultat men trots att slitaget av betongvägar är mindre sker det dock en spridning av ämnen även från en sådan typ av beläggning. Ämnen som sprids från fordonen bör troligtvis vara i stort sett lika med en viss tvekan för däckslitage. Vad det gäller avrinning och fastläggning kan det vara så att det skiljer mellan de olika beläggningstyperna.

5.3.4 Vægdikesmassor

5.3.4.1 Allmänt

Vægdikesmassor men även massor från sedimentation och översta lagret i infiltrationsanläggningar hör indirekt samman med vægdagvatten. Anledningen är att föroreningar och partiklar transporteras med dagvattnet och sedan avsätts i diken och övriga anläggningar. Vid avlägsnande av dessa massor kommer föroreningarna som fastlagts att spridas vidare till den plats där de deponeras.

Följande grundar sig på utredningen *Omhändertagande av vægdikesmassor inom Sydöstra regionen* av Carling och Lindmark, SGI under 1995 på uppdrag av Vægverket, Region Sydöst. Arbetet har omfattat provtagning, analys och utvärdering vilket har resulterat i rekommendationer för omhändertagande av vægdikesmassor. Vægdikesmassorna har undersökts med avseende på innehåll av tungmetaller, opolära alifatiska och aromatiska kolväten samt TEX (totalt extraherbara alifatiska kolväten).

5.3.4.2 Bakgrund

Efter en tids användning av vægdiken nedsätts den hydrauliska kapaciteten genom erosion, avsättningar och kolonisation av växter. Vid den dikning som då krävs skalas ca 10 cm jord av och transporteras bort. Dikningsintervallen varierar men sker vanligtvis var 10-20:e år, Carling och Lindmark (1995).

5.3.4.3 Föroreningsinnehåll

Provtagning har utförts vid sex olika vægsträckor där två dikesområden och ett bakgrundsprov har tagits vid varje vægsträcka. Undersökta platser har måttligt höga trafikmängder med ÅDT från 2 000-12 800 fordon per dygn. En osäkerhetsfaktor i undersökningen är hur lång tid som gått sedan senaste dikning utfördes, författarna till undersökningen har ej funnit några uppgifter om detta. Jordproverna har analyserats med avseende på totalhalter som ger information om de huvudsakliga beståndsdelarna och lakbarhet som ger information om de emissioner som i framtiden kan förväntas genom utlakning. Undersökta metaller är kadmium, koppar, nickel, bly och zink.

Tabell 5.7 redovisar medelhalter i diken av några ämnen samt årsdygnstrafik och provtagningsplats.

Tabell 5.7 Medelhalter i diken (0-10 cm) mg/kg, Carling och Lindmark (1995).

Plats	ÅDT	Bly (Pb)	Zink (Zn)	Koppar (Cu)	Olja ⁶
Mantorp	12 800	74	100	28	3500
Nättraby	10 100	83	66	25	530
Lagan	7 400	19	31	9	430
Berg	6 400	24	100	28	94
Lindsdal	5 200	135	48	14	650
Tingsryd	2 000	55	49	15	<0.1
Morän, medel	-	14	61	26	-
Fluviala sediment, medel	-	1	50	44	-
Slam på åkermark, riktvärde	-	100	800	600	-

Vad som kan ses i tabellen ovan är att samtliga provplatser har förhöjda halter av bly jämfört med medelvärdet för svensk skogsmark. Vissa provplatser har även förhöjda halter av zink och nickel. Det förekommer provplatser där bakgrundsprovet har högre metallhalter än vägdikesmassorna. Vid samtliga provplatser påvisas halter av kolväten vilket tyder på en påverkan från trafiken. Proven bör ses med viss tillförsikt eftersom inga uppgifter har angetts på senaste tillfälle för dikning, ej heller har det utförts några mätningar vid starkt trafikerade vägsträckor.

5.3.4.4 Rekommendationer för dikning

Underhållsdikning bör endast utföras då det är nödvändigt för vägens beständighet enligt utredningen *Omhändertagande av vägdikesmassor*. Dikningsmetoden då ett ca 10 cm tjockt lager bortskalas bedöms som förkastlig och dikning bör endast utföras som en fördjupning av dikets botten. Därvid sparas dikesslänterna som fyller en viktig funktion med tanke på ytjordens positiva förmåga att binda föroreningar som avrinner med vägdagvattnet.

Upptagna dikesmassor bör i första hand placeras i närheten av vägen så att avrinnande vatten från massorna avleds till samma grundvattenmagasin eller ytvattenrecipient som tar emot det normala vägdagvattnet. Vanligtvis omfattas massor placerade på detta sätt ej av några restriktioner, dock finns följande undantag:

- Placering inom område där människor frekvent kan komma i fysisk kontakt med massorna.
- Placering av massor närmare än 50 m från känsligt vattendrag.
- Placering av massor inom vattenskyddsområde.

Då något av ovanstående undantag gäller omfattas även uppläggning av dikesmassor i närheten av vägen av nedanstående generella rekommendationer.

Deponering av massor utanför vägdagvattnets vanliga avrinningsområde omfattas av differentierade gränsvärden utifrån mänsklig kontakt och påverkan på grundvattentäcker.

Följande klasser anges i utredningen:

- A. Människor vistas i stor utsträckning och grundvatten tas till dricksvatten.
- B. Människor vistas i stor utsträckning och grundvatten tas *inte* till dricksvatten.
- C. Människor vistas *inte* i stor utsträckning och grundvatten tas till dricksvatten.
- D. Människor vistas *inte* i stor utsträckning och grundvatten tas *inte* till dricksvatten.

⁶ Normalt avses med olja opolära alifater och aromater. I detta fall har endast analys av opolära alifater skett.

För de olika klasserna anges gränsvärden gällande totalhalter för samlingsprov. För närmare beskrivning av provtagning hänvisas till utredningen. Tabell 5.8 visar preliminära gränsvärden för uppläggning av dikesmassor inom ovanstående områden.

Tabell 5.8 Preliminära gränsvärden vid uppläggning av dikesmassor inom områdena A, B, C och D. Carling och Lindmark (1995).

Ämne (mg/kg)	A	B	C	D
Bly (Pb)	100	100	1000	2000
Koppar (Cu)	100	200	200	500
Zink (Zn)	300	600	600	2000
Olja ⁷	200	1000	200	5000

Vid överskridande av gränsvärdena kan massorna behandlas för att minska totalhalten alternativt deponeras på avfallsdeponi. Ett alternativ till att använda ovanstående generella gränsvärden är att utföra en miljökonsekvensbeskrivning, MKB, för aktuellt objekt och eventuellt komplettera med skyddsåtgärder. MKB:n används för att avgöra ifall omgivande miljö påverkas i oacceptabel grad eller ej.

Önskvärt vore att det fanns ett fåtal parametrar som inverkar på föroreningshalt och recipientpåverkan. Ifall det vore så kunde generella regler och krav relativt lätt utarbetas. Eftersom det dock råder komplexa samband mellan ett stort antal parametrar är det svårt att ge generella krav. För att göra en korrekt bedömning ur miljösynpunkt krävs ofta en enskild granskning av varje fall. Det är dock värdefullt att det finns gränsvärden och riktlinjer som vid bedömningar och MKB är till stor hjälp.

Ovanstående synsätt på massor förorenade av trafik bör även kunna användas på de massor som finns i en väg som skall rivras, massor i enhetsöverbyggnad, massor från infiltrationsanläggning etc. För mer ingående information om vägdikesmassor hänvisas till ovan nämnda utredning samt fakta från fortlöpande forskning och nya utredningar.

⁷ Olja analyserat som opolära alifater och aromater.

5.4 Slutsatser och diskussion

Många av de reningsmetoder som används är till synes väldigt enkla i såväl utförande som funktion. Nu är det inte så lätt som att bara gräva ett hål i marken som sedan fylls med vatten. Reningen måste vara mer genomtänkt än så vilket den förhoppningsvis är i övervägande fall. Även de platser där projektering har gjorts enligt senaste rön har slutresultatet blivit något som synes ganska självklart och till stor del med naturens egna metoder. Ett bra exempel är de anläggningar som har gjorts i Växjö kommun. Nu är det ju inte så att de naturliga systemen är enkla och okomplicerade utan snarare oerhört komplexa med biologiska funktioner som vi troligtvis idag inte har vetskap om.

I Sverige tycks det vara en förhållandevis liten del av vägnätet där vägdagvattnet skapar stora problem men där det sker är det viktigt att ta hand om det förorenade dagvattnet. Tekniken bör vara att kombinera flera olika metoder såsom flödesutjämning, sedimentation, oljeavskiljning och biologiska processer för att nå optimal effekt. Våtmarker bygger helt på naturligt biologiska processer för borttagning av näringsämnen men tar dock stora arealer i anspråk vilket kan vara svårt att erhålla inom stadsområden. Fördelarna förutom reningen som erhålls med framförallt våta dammar och våtmarker är estetiska värden i form av vattenspegel och djurliv.

Man skall inte vara främmande för nya metoder inom dagvattenreningen såsom fällning med kemikalier vilket mycket väl kan vara ett gångbart alternativ, speciellt där platsbrist råder. Det kan förväntas en opinion mot att använda kemikalier men det bör då informeras om att den tekniken har använts inom spillvattenreningen i tiotals år, dock i något andra former.

För de övriga delarna av vägnätet där det genereras diffusa föroreningar i låga koncentrationer men i totalt stora mängder bör helt andra reningsmetoder än ovan beskrivna kunna användas. Reningen blir i en helt annan skala men för den skall inte oväsentlig. Vad man bör sträva mot är att ta hand om föroreningarna inom vägområdet så att endast ringa påverkat vatten släpps ut till vattendrag. Metoderna som tycks passa bäst in torde vara infiltration och översilning samt föroreningsupptag av växtlighet i vägslänter och vägdiken. Detta system kan dock behöva utvecklas för att uppnå en optimal funktion där slänt- och dikeslutning, rensning, växtsorter, skötsel samt teknik för slätter är några av de parametrar som behöver utredas närmare. Ifall föroreningarna stannar helt inom vägområdet bör de problem uppmärksammas som kan uppstå då förorenade massor avlägsnas genom dikesrensningar eller vid rivning av vägen.

Reningen bör i stor utsträckning inriktas på att ta hand om föroreningarna som följer med "first flush", d v s den första stora föroreningsbelastningen, som speciellt under sommartid kan orsaka direkttoxiska förhållanden i recipienter. Det bästa sättet torde vara att anlägga någon form av fördröjning och utjämning av flödet för att på så sätt minska koncentrationerna.

I ett längre perspektiv måste målet vara att minska eller helst eliminera föroreningsbelastningen på recipienterna. Några metoder i form av förändrad dubbdäcksanvändning och slitstarkare vägbeläggningar har beskrivits och får givetvis ses som positiva trots att de endast medför en minskning av föroreningsmängderna. Det får dock ses som en utopi att skapa transportsystem med bibehållen standard som är helt fria från föroreningar.

6 Krav och målsättningar

6.1 Allmänt

Idag finns inga generella krav för dagvatten som är förorenat av trafik. Stor orsak till detta är att man är för osäker på vilka föroreningsmängder och ämnen som sprids samt vilka effekter dessa har enligt samtal med Malmberg, SNV. Vad som görs idag är att Naturvårdsverket iakttar s k riksintressen vilket innebär att krav ställs på omhändertagande av vägdagvatten vid känsliga recipienter såsom exempelvis vattendrag av speciellt intresse. Som konkret exempel kan nämnas att krav har ställts på rening av vägdagvatten från större broar.

Miljökonsekvensbeskrivningar, MKB, är en bedömning av miljöeffekter, se kapitel 7 *Värderingsmetoder*, som krävs i ett stort antal svenska lagar och förordningar⁸. I vissa lagar är MKB obligatoriskt, i andra kan det krävas i vissa fall, Andersson (opubl). Nedan följer en översiktlig redogörelse för några av framtidens krav.

6.2 Framtida krav

Att ange generella regler är oerhört svårt och kräver en omfattande forskning för att klargöra alla osäkra parametrars effekter. Vad som eventuellt kommer i framtiden är en checklista för de olika parametrar som idag är kända, de kan då komma att värderas olika alltefter effekt och eventuella synergieffekter enligt samtal med Malmberg, SNV. Parametrar i en checklista kan till exempel vara trafikmängd, beläggningstyp, klimat, permeabilitet, avstånd till yt- och grundvatten, trafikrytm, vägens ålder, recipientkänslighet och topografi. Listan kan göras betydligt längre och detta beskriver en del av de svårigheter som finns ifall generella krav skall utarbetas.

Vägverket har gett ut en reform, VV (1995), där reformområde 6 behandlar ”Minskad förorening av mark och vatten”. I reformen står att: *Reformens syfte är att minska negativa konsekvenser av föroreningar från väg och trafik. I första hand avses påverkan på mark och vatten vid sidan av vägar.* Genom åtgärderna som föreslås i reformen kommer Vägverket att i större utsträckning leva upp till intentionerna i Naturresurslagen, NRL.

Ovanstående är endast generella målsättningar och vilka krav som kommer och vid vilken tidpunkt är väldigt osäkert. Det som dock är mera säkert är att påverkan från vägdagvatten kommer att än mer aktualiseras i framtiden. Därmed kommer kunskapskraven på konsulter och entreprenörer som är inblandade i bland annat vägprojekt att öka.

⁸ De viktigaste är regeringens *förordning om väghållningsplaner*, Väglagen och Naturresurslagen (NRL). Till övriga kan räknas Naturvårdslagen (NVL), Vattenlagen (VL), och Miljöskyddslagen (ML).

Följande mål och åtgärder i ovan nämnda reform referas nedan:

- **Grundvattentäkter skall skyddas mot föroreningar i vägdragvatten och från spill i samband med olyckor med farligt gods.**
 - Konfliktpunkter mellan vägar och vattentäkter skall vara inventerade år 1996.
 - 10% av konfliktpunkterna skall vara åtgärdade år 2000.
 - Grundvattnets sårbarhet och värde skall vara bättre belyst i MKB.
 - Samråd skall hållas mellan Räddningsverket angående beredskapsplaner, efterlevnad av vägvalsstyrning samt skyltning av tillåtna vägar för farligt gods.
 - Särskild försiktighet skall tillämpas vid markarbeten inom områden med sårbart grundvatten.

- **Känsliga ytvattenrecipienter skall skyddas mot föroreningar i vägdragvatten.**
 - Ett system för sårbarhetsklassificering av ytvattenrecipienter med avseende på vägdragvatten skall vara utarbetat 1997.
 - En inventering av och prioritering av platser som är särskilt angelägna att åtgärda skall vara utförd år 2000.
 - Därefter skall ett åtgärds mål formuleras.
 - Ytvattenrecipienternas sårbarhet och värde skall vara bättre belyst i MKB.

- **Förbrukning av vägsalt skall år 2000 vara 200 000 ton/år relaterat till dagens saltvägnätslängd.⁹**
 - Vinterväghållningsstrategin bör ses över ur miljöhänseende.
 - En skrift om vägsaltets miljöeffekter skall utarbetas.

- **Miljöskadlig partikelspridning till mark och vatten skall minska. Det årliga vägslitaget skall år 2000 vara högst 130 000 ton/år.¹⁰**
 - Användande av friktionsdäck bör öka.
 - Dubbvikten bör hållas så låg som möjligt.
 - Användandet av slitstarka HABS-beläggningar bör öka.
 - Däck får ej innehålla miljöskadliga komponenter.
 - Mängden avgaspartiklar skall år 2000 ha minskat med 50% i förhållande till 1980 års nivå.

- **Föroreningar i jord och sediment får ej tillåtas spridas och skapa ytterligare miljöproblem.**
 - En metodik för undersökning och karakterisering av jord och sediment med avseende på föroreningsinnehåll skall vara utarbetad 1996.
 - Uppgifter eller misstankar om markföroreningar skall redovisas i MKB.
 - Regler för hantering av förorenad jord skall utarbetas.

⁹Dagens förbrukning är ca 245 000 ton NaCl per år för vinterväghållning och ca 30 000 ton CaCl per år för dammbindning av grusvägar, Eskilsson (1995).

¹⁰1993 var det totala vägslitaget ca 450 000 ton, Folkesson (1994).

- **Vägverket skall ha hög kompetens samt följa och initiera forskning angående föroreningsspridning från vägar till mark och vatten.**
 - Vägverket bör aktivt delta i nationellt och internationellt samarbete kring frågor som rör mark- och vattenmiljö i anslutning till vägar.
 - Kontrollen av mark- och vattenmiljö längs vägar bör öka genom fler tillståndsundersökningar av yt- och grundvatten, dagvatten och sediment.
- **Miljöfrågorna skall beaktas vid upphandling.**
 - Miljökrav skall ställas i upphandlingsdokument, regler och ATB¹¹.
 - Entreprenörens/konsultens miljöprofil skall beaktas.
 - System för verifiering och kontroll av efterlevnaden skall utarbetas.
 - Livscykelanalys, LCA, kan vara ett lämpligt hjälpmedel, metodik bör utvecklas.
- **Okontrollerad föroreningsspridning till mark och vatten genom spill i samband med fordonsvård skall minska.**
 - En upplysningskampanj om miljöeffekter av fordonstvätt på gatan eller i naturen skall genomföras.
- **Nyttjande av restprodukter i vägkroppen skall regleras ur miljösynpunkt.**
 - En skrift som reglerar nyttjandet av restprodukter vid vägbyggnation skall utarbetas.

6.2.1 Kommentarer till Vägverkets reformprogram

Ur Skanskas synvinkel som entreprenör finns vissa mål och åtgärder av ovanstående som bör uppmärksammas tydligare än andra.

Dessa är:

- Särskild försiktighet skall tillämpas vid markarbeten inom områden med sårbart grundvatten.
- 10% av konfliktpunkterna mellan vägar och grundvattentäkter skall vara åtgärdade år 2000.
- Användandet av slitstarka HABS-beläggningar bör öka.
- Miljökrav skall ställas i upphandlingsdokument, regler och ATB.
- Entreprenörens miljöprofil skall beaktas.
- Reglering av nyttjandet av restprodukter vid vägbyggnation skall utarbetas.

Ifall ovanstående genomförs kan det ge Skanska nya uppdrag åt Vägverket. Vad som dock är viktigt är att Skanska följer med i den utveckling som sker och har kompetens i ämnet redan i projektens initieringsskede.

¹¹ ATB betyder Allmän Teknisk Beskrivning.

7 Värderingsmetoder

Här redovisas översiktligt några sätt och metoder för värdering av vägdagvattenanläggningar. Kapitlets syfte är att informera snarare än att ge en utförlig beskrivning.

7.1 Allmänt

Dagvattenanläggningar betraktas främst som en resurs då de innebär estetiska värden och en ekonomisk vinning i form av flödesutjämning vilket medför bl a minskad ledningsdimension. Främst kan detta erhållas inom bebyggda områden men även till viss del vid vägar.

Miljökonsekvensbeskrivningen, vanligtvis kallad MKB, skall fungera som en integrerad del i beslutsprocessen inför exempelvis ett vägprojekt. MKB skall skapa ett ökat hänsynstagande till miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser samt få bättre metoder för att utreda de miljökonsekvenser som olika beslut kan väntas leda till.

Livscykelanalys är en metod att analysera och värdera miljöpåverkan av en produkt, ett material eller en tjänst under dess hela livscykel, ”från vaggan till graven”.

För att utreda behovet av vissa anläggningar som till exempel reningsanläggningar för vägdagvatten är en värderingsmetod till stor nytta. Någon slags jämförelse krävs och utförs i stort sett alltid och fungerar som grund för ställningstagande vid ekonomiska och politiska beslut. I många sammanhang används metoder där man värderar kostnaden för en anläggning och ställer detta mot den nytta som erhålles. Det som görs då kan liknas vid en s k cost/benefit-analys vilket innebär analys av kostnad jämfört med nytta.

7.1.1 Allmänt nyttjande av dagvattenlösningar

Då dagvattnet verkligen kan anses som en resurs är främst inom eller i närheten av städer. Vad man då kan erhålla är värdefulla och tilltalande rekreationsområden såsom våtmarker och dammar. De estetiska fördelar som då erhålls kan, beroende av hur de värderas, bli större än vad själva kostnaden för anläggningen innebär. Bibehållande av den hydrologiska balansen inom stadsområden är viktigt för att behålla grundvattenytan. Sänkt grundvattenyta på grund av urbanisering kan innebära uttorkning av växter och sättningsskador. Därför är s k LOD, d v s Lokalt Omhändertagande av Dagvatten, ett bra mål att arbeta mot. Rent ekonomiskt innebär dagvattenlösningar som medför fördröjning och utjämning av flöden att besparingar sker i form av minskade ledningsdimensioner vilket kan innebära en totalt sett billigare lösning.

Vad det gäller vägdagvatten så är tillfällena färre då dagvattnet kan betraktas som en resurs. Estetiska möjligheter finns även här genom öppna vattenytor och våtmarker som är ett trevligt inslag utmed vägar och vid rastplatser. En ekonomisk resurs erhålls då man skapar en konstgjord damm eller våtmark och kan använda de erhållna schaktmassorna inom en anläggning. Exempel på detta är Fyllesjö dagvattensjö i Halmstad där en våtmark skapades och schaktmassorna användes som bankfyllnad i byggandet av en intilliggande väg, se Figur 5.5.

7.2 Miljökonsekvensbeskrivning

Nedan följer endast en orienterande beskrivning av vad MKB är och hur den kan användas för ett vägprojekt och då främst med tanke på dagvattenproblematiken. För mer ingående studier hänvisas till handboken *Miljökonsekvensbeskrivning för vägar*, VV (1995), samt *Temablad till MKB för vägprojekt*, VV (1995).

7.2.1 Allmänt

MKB kan grovt delas in i två olika typer nämligen:

- **Strategisk MKB:** Arbetar med bedömning av konsekvenser av beslut på strategiska beslutsnivåer för regionala och nationella lagar, planer och program.
- **Projekt MKB:** Arbetar med bedömning av miljöeffekterna av enstaka projekt som t ex ett vägvagnsnitt eller en damm.

Miljökonsekvenser ska bedömas i alla skeden av planering och projektering av ett vägprojekt. Arbetet med analys och beskrivning av miljökonsekvenser är en del i förberedande processer där MKB utgör ett av bidragen till beslutsunderlaget, VV (1995).

Vägverkets definition och målsättning med en MKB beskrivs i handboken *Miljökonsekvensbeskrivning för vägar*, VV (1995). Där står att: *Arbetet med MKB innefattar analys och bedömning av konsekvenser av en planerad anläggnings, verksamhets eller åtgärds inverkan på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser. Arbetet med MKB ska integreras med den övriga planeringsprocessen. Härigenom kan konflikter mellan olika intressen identifieras tidigt och möjligheterna att finna miljöanpassade lösningar ökar.*

Om dokumentet står att: *MKB ska som beslutsunderlag möjliggöra ökad miljöhänsyn vid beslutsfattande. MKB är en del av hela beslutsunderlaget som enligt Naturresurslagen ska täcka in såväl ekologiska, sociala som samhällsekonomiska aspekter.*

Ovanstående är en allmän beskrivning av MKB som skall användas generellt för Vägverket. Genom att vara en del i planerings- och projekteringsprocessen kan MKB säkerställa att miljöfrågor beaktas i ett tidigt skede vilket är nödvändigt för ett bra slutresultat. Härigenom kan lösningar utformas så att negativa konsekvenser begränsas och positiva kvaliteter tillförs genom långsiktigt goda och hållbara lösningar.

7.2.2 MKB för väganläggningar

I handboken *Miljökonsekvensbeskrivning för vägar*, VV (1995), står att: *MKB ska komma in redan som underlag för avvägningar av satsningar i hela väg- eller transportsystemet och vid framtagande av olika alternativ. För enskilda projekt ska MKB vara integrerad med studier av lokalisering och utformning av väg.*

MKB behandlar konsekvenser som har med följande faktorer att göra:

- mark och vatten
- flora och fauna
- luft och klimat
- landskap (former, strukturer, karaktär)
- människan (hälsa, trivsel, upplevelse).

För ovanstående konsekvenser skall alltid en jämförelse göras mot ett s k "nollalternativ". Med detta menas den påverkan som sker ifall inga åtgärder görs. Då det är möjligt med alternativa lösningar skall även de jämföras med huvudalternativet.

7.2.2.1 Temabladd till MKB för vägprojekt

Temabladderna är en publikation som beskriver de vanligaste formerna av miljöpåverkan i samband med vägprojekt, se bilaga 2-4. Meningen är att de skall vara allmängiltiga för varje miljöpåverkan och beskriver således inte hur MKB görs.

MKB skall för varje påverkansaspekt ge en förklaring av:

- påverkan, effekt, typ av konsekvens
- bedömningsgrunder
- åtgärder.

Två påverkansaspekter, av totalt åtta, hör samman med vägdagvatten.

- **Sjöar och vattendrag** beskriver: vägars påverkan på ytvatten; metoder för hur analys och bedömning av effekterna på ytvatten kan utföras; bedömningsgrunder utifrån recipientens känslighet samt några av de åtgärder som kan vidtagas för att skydda recipienter från föroreningar. *Sjöar och vattendrag* finns som bilaga 3.
- **Mark och grundvatten** beskriver: vägars påverkan på jordlagrens funktion vid grundvattenbildning och på grundvattnet utifrån vattenförsörjning, känsliga biotoper eller för den hydrologiska balansen; metoder för hur analys och bedömning av effekterna på grundvattnets nivå och kvalitet samt markförhållandena kan utföras; bedömningsgrunder utifrån generell grundvattenkvalitet, känsliga och värdefulla resurser och geografiska områden samt några av de åtgärder som kan vidtagas för att skydda recipienter från föroreningar. *Mark och grundvatten* finns som bilaga 4.

7.3 Livscykelanalys

Livscykelanalys, vanligtvis kallad LCA, är en metod att analysera och värdera miljöpåverkan av en produkt, ett material eller en tjänst under dess hela livscykel d v s "från vaggan till graven", Tillman (opubl). En produkts livscykel kan börja med att råvaror tas ur naturen och förs in i det teknologiska systemet. Där omvandlas de genom tillverkningsprocesser till en produkt som sedan används. Då den inte längre fyller sitt syfte återförs den till naturen som avfall i någon mening, detta kan vara i form av deponerat material eller som utsläpp till luft eller vatten.

I alla led i den "kedja" som uppstår förbrukas resurser i form av t ex råvaror, energi och markresurser. Alla led ger också upphov till miljöbelastning i form av utsläpp till luft, mark och vatten. En LCA beskriver den miljöbelastning och de miljöeffekter som är förknippade med användningen av en viss produkt samt värderar dessa effekter.

Resultatet av en LCA är avsett att användas som ett beslutsunderlag som kan ställas vid sidan av t ex ett ekonomiskt beslutsunderlag. Det torde vara fullt möjligt att göra en LCA för t ex en hel väg, en bro, asfaltsbeläggningar eller vägdikesmassor som förorenas av vägdagvatten.

7.4 Ekonomisk analys

Vid värdering av anläggningskostnad och framtida kostnader såsom drift och underhåll, restvärde samt rivning och återställning är beräkning av nuvärde en användbar metod. Metoden innebär att alla framtida kostnader räknas om till dagens penningvärde utifrån förväntad inflation och ränta. För att jämföra olika åtgärder i en objektanalys är beräkning av nuvärde lämpligt, VV (1989). Nedan följer en beskrivning av hur detta utföres och av de termer som ingår.

7.4.1 Nuvärdesberäkning

7.4.1.1 Nuvärdesberäkning av kostnader

Ett nuvärde beräknas genom att för varje år som investeringen kommer att användas fastställa vilken nytta och vilka kostnader den genererar. Varje års värde räknas om till ett nuvärde genom att vikta med en diskonteringsränta. Nuvärdet beräknas enligt tillvägagångssättet som redovisas nedan.

Livslängd: n [år]

Med livslängd menas den tid i år räknat som anläggningen är ekonomiskt brukbar.

Diskonteringsränta: $r_j = r + q + r * q \approx r + q$ [-] (1)

Motsvarar det avkastningskrav som ställs på anläggningen. Då hänsyn ej behöver tas till inflation används realräntan, r . Vid hänsyn även till inflation används den justerade räntan, r_j , som består av en realränta, r , och inflation, q , enligt (3).

Nuvärdesfaktor: $NV = \frac{1}{(1 + r_j)^n}$ [-] (2)

Nuvärdesfaktorn används då beräkning sker av betalning vid ett tillfälle.

Nuvärdessumma: $NS = 1 - \frac{(1 + r_j)^{-n}}{r_j}$ [-] (3)

Nuvärdessumma används då beräkning sker av årliga lika stora in- eller utbetalningar.

Anläggningskostnad: K_a [kr]

Den totala kostnaden för byggande av anläggningen.

Drift och underhåll: DoU [kr/år]

Årlig kostnad för skötsel, reparationer och eventuella driftkostnader såsom t ex el.

Restvärde: K_r [kr]

Det eventuella värde som finns i anläggningen efter den ekonomiska livslängden.

Skrotningskostnad: K_s [kr]

Kostnad för rivning av anläggning och återställning av markområde.

Total nuvärdesberäknad kostnad:

$$K_{tot} = K_a + DoU * NS - K_r * NV + K_s * NV \quad [kr] \quad (4)$$

7.4.1.2 Nuvärdesberäkning av nyttan

Intäkter eller nyttan som erhålls omräknas på samma sätt som kostnaderna enligt ovan. De parametrar som ingår i den nytta för miljön som ett objekt medför är ofta svåra att värdera ekonomiskt. I fallet med rening av vägdragvatten kan det vara estetiska aspekter, rent vatten och känslan av att inte sprida föroreningar till kommande generationer som skall värderas. En värdering som kan utföras är framtida kostnader för att återställa det som har förorenats till ursprungligt skick men även intäkter i form av ökad livskvalitet under tiden som investeringen är verksam. Eftersom naturen består av levande material kan livsmiljöer försvinna under så lång tid att arter dör och ej återhämtar sig ens efter återställning av använt område.

Enligt beskrivningen ovan bygger värderingarna av miljöeffekter mycket på attityder och synsätt. Eftersom dessa varierar vida från individ till individ är det svårt att enkelt sätta ekonomiska pris på varje miljöeffekt. För att göra det enklare i framtiden bör dock någon form av värderingsmetod utarbetas där priser sätts. Detta kommer förmodligen att bli kontroversiellt men då skall man betänka att det idag faktiskt används värde på människoliv vid beräkningar av en vägs värde utifrån minskade kostnader för olyckor.

7.4.2 Principer för val objekt

Värdering genom nuvärdesberäkning görs genom att jämföra intäkter mot kostnader. Då ett positivt värde erhålls är investeringen lönsam utifrån de parametrar som har ställts upp i beräkningarna. Vad man då gör är något som liknar en Cost/Benefit-analys vilket innebär att kostnaden jämförs med nyttan.

Ett investeringsbeslut av den typ som väg- och anläggningsbyggande utgör består i princip av tre olika delar, VV (1989), vid värdering utifrån ekonomiska hänsyn:

- Första delen av ett projekt består av att välja lämplig utformning för att nå en optimal lösning både vad det gäller kapacitet såväl som kostnad. Förstudie och projektering är de arbetsmoment som utförs.
- Efterföljande del består i att avgöra om ett objekt skall utföras. Faktorer som avgör ett sådant beslut är om objektet har sådan effekt och håller en sådan kvalitet att det motiverar kostnaderna som det medför.
- Tredje delen består i att rangordna de objekt som har undersökts. Det objekt som ger den största vinsten skall utföras först. Vid oändliga resurser utförs givetvis alla de objekt som är lönsamma till skillnad från då s k kostnadsknapphet råder och de ekonomiska resurserna är begränsade.

8 Fältundersökning med provtagning

8.1 Allmänt

Kunskapen om vägdagvatten är i allmänhet låg vad det gäller föroreningskoncentrationer. Undersökningar finns där halterna har mätts och sedan använts för att ta fram ett medelvärde som ska kunna användas som schablonvärde. Kvaliteten i dessa mätningar skiftar samt att det finns stora skillnader i t ex klimat mellan olika mätplatser.

Genom kontakt med Rickard Sandberg, Vägverkets miljöavdelning, Jönköping, framkom behovet av att utreda effekten av de flackare slänter som har anlagts på den nya motorvägssträckningen av E4:an söder om Jönköping. Tidigare har vägslänterna mellan väggkant och dikesbotten anlagts nästan uteslutande med lutning 1:3 men utmed den nya sträckningen har slänterna anlagts med lutningen 1:6. Anledningen till detta är främst en ökad säkerhet vid avåkningar. Den äldre vägsträckan har en ÅDT på ca 18 000 fordon per dygn och den nyare har ca 15 000 fordon per dygn.

8.2 Syfte

Två huvudsyften fanns med undersökningarna. Dessa var att mäta föroreningshalter i vägdagvatten vid avrinning från asfalten samt hur föroreningsavskiljningen påverkas av flackare vägslänter. Tanken var att mäta på både en äldre och en nyare del av vägen med liknande trafikflöde och meteorologiska förutsättningar.

Vid mätningen av det direkt avrunna vattnet var den främsta målsättningen att jämföra de värden som finns angivna för vägdagvatten i tidigare utgiven litteratur, t ex *Dagvattnets sammansättning* av Malmqvist m fl (1994).

Vid mätning i vägslänten var målsättningen att kunna ta fram en enkel gradient för föroreningsavskiljningen mellan väggkanten till dikesbotten och även avskiljningsgraden i diket.

Ämnena som planerades att analyseras var kolväten och tungmetaller samt mätning av pH.

8.3 Metod för undersökning

Undersökningen inleddes i slutet av juli med rekognosering då lämpliga provtagningsplatser utvaldes. Målsättningen var att samla ytvatten i mätflaskor för analys. Eftersom slänterna utmed den nya sträckningen utförs med ett ytlager av ca 200 mm grusmaterial, 0-18 mm, misstänktes att det skulle bli svårt att samla upp dagvattnet. Anledningen var främst att materialet i sig har stor permeabilitet, underliggande material är sand samt att i stort sett ingen växtlighet fanns etablerad.

Egentillverkad provutrustning placerades ut för att vid regn samla upp vatten i provflaskorna. Det största problemet var att det tog lång tid innan det första regnet med tillräcklig intensitet kom. Första mätningen kunde göras först i början av september och den andra i mitten av september. Målsättningen var att utföra en första mätserie under september och en andra under november.

8.4 Resultat

Målsättningen för undersökningen var tyvärr tvungen att sänkas av flera olika anledningar. Ett stort problem var att nederbörden var för låg under augusti och september för att en fullständig mätserie skulle kunna utföras. Nederbörden under november bestod till största delen av snö och detta gjorde det omöjligt att utföra relevanta mätningar. Det andra stora problemet var, som nämnts ovan, markens stora permeabilitet som gjorde det väldigt svårt att samla upp den lilla vattenmängd som rann utmed hela slänten till dikesbotten.

Totalt utfördes fem mätningar under två regntillfällen. Vid det första tillfället utfördes egentligen en försöksmätning direkt vid asfaltskanten, 3:S1, på den nya vägsträckningen. Vattnet som samlades upp var från det första regnet efter en lång tids uppehåll. Vid det andra tillfället samlades vatten upp vid både den nya och gamla vägsträckningen. De prov som togs vid asfaltskanten kan anses pålitliga men däremot innehåller proven i slänten vid den gamla vägsträckningen, 1:S2, förmodligen nästan uteslutande regnvatten som ej har avrunnit från vägen. Provet som är taget i dikesbotten, 3:D1, vid den nya vägsträckningen är mer pålitligt men dock med viss tvekan. Osäkerheten ligger i om vattnet har avrunnit från vägen eller om regnet har fallit och transporterats i diket till uppsamlingspunkten. Tabell 8.1 nedan visar resultatet från de mätningar som är utförda.

Tabell 8.1 Uppmätta föroreningsmängder vid E4 söder om Jönköping.
Förklaring: S=slänt, D=dike; Punkt 1:xx=gammal väg, 3:xx=ny väg.
Analys utförd av Va-laboratoriet, Tekniska kontoret, Jönköpings kommun.

Punkt	Tid	Regnmängd	pH	Zink	Koppar	Kadmium	Bly	Anmärkning
		mm	-	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
1:S1	950914-17	34	6.4	1300	380	1.9	1200	Asfaltkant.
1:S2	950914-17	34	6.0	29	13	0.1	14	Slänt vid dikesbotten. Förmodligen mest regnvatten.
3:S1	950901-04	26	6.2	220	45	0.3	23	Asfaltkant. Första regn efter lång tid.
3:S1	950914-17	34	6.3	56	15	0.1	10	Asfaltkant.
3:D1	950914-17	34	6.0	30	10	0.2	3	Dikesbotten. Kan vara mest regnvatten.
Schablonvärden		-	-	120-300	25-75	2-4	50-120	Enligt Malmqvist m fl (1994).

Resultatet av mätningarna är trots ovan beskrivna problem dock intressant. Mest anmärkningsvärt är att föroreningskoncentrationen från den gamla vägen är oerhört mycket större än från den nya. Mätresultatet från den gamla vägen visar värden för zink, koppar och bly som är ca 10 ggr högre än normalvärden. Kadmiumhalterna är däremot normala vilket kan tyda på att kadmiumhalterna i vägdagvatten generellt minskar.

Vid jämförelse mellan den nya och gamla vägen vid samma mättillfälle, 19950914-17, påvisas även där enorma skillnader. För zink, koppar och kadmium är halten 6-8 ggr större vid den gamla vägen och skillnaden för bly är ca 50 ggr vilket är högst anmärkningsvärt.

Första mättillfället vid den nya vägen, 19950901-04, kan betraktas som en s k "first flush" och har normala värden för zink och koppar. Halterna för kadmium och bly är däremot betydligt lägre än schablonvärdet. Egentligen borde värdena generellt vid detta mättillfälle varit betydligt högre eftersom det hade föregåtts av nästan två månaders torra. Dock kan det konstateras att skillnaden mellan mätningarna, 19950901-04 respektive 19950914-17, vid den nya vägen

skiljer sig ca 2.5-4 ggr. Denna skillnad kan mycket väl vara trolig med tanke på de föroreningshalter som har lagrats under torrperioden och sedan spolats bort.

8.5 Slutsats

Det är mycket svårt att utröna några säkra resultat efter så få mätresultat som här har analyserats. Vad som dock har konstaterats är den stora skillnaden mellan gammal och ny vägsträcka med i stort sett samma förutsättningar. Anledning till skillnaden kan vara att den nya vägen fortfarande har öppna porer i beläggningen. Porerne har en upptagande förmåga av partiklar som binder den största delen av föroreningarna. En annan anledning kan vara att den gamla vägen har större andel föroreningar bundna i beläggningen som sedan "tvättas ur" vid regn.

8.6 Rekommendationer för undersökningar

För att kunna säkerställa analyser av ovan nämnda slag krävs betydligt fler mätningar. Önskvärt vore att kunna utföra flera mätningar under samma regn för att se variationen under ett nederbördstillfälle. Detta ger även fakta om den s k "*first flush*" samt med vilken hastighet som föroreningskoncentrationen avtar.

För att kunna göra en modell av avskiljningsgraden utmed vägslänten krävs omfattande mätningar som är mycket svåra att utföra med ett säkert resultat. Förberedelser för mätningar bör göras i projekterings- och anläggningsskedet där vägsträckor väljs ut för att sedan kunna användas som mätplatser. Dessa bör förberedas med t ex ett tätskikt under grusmaterialet i vägslänten för att kunna samla upp dagvattnet som avrinner från vägen då det har infiltrerat genom grusmaterialet och ned till diket. En annan metod kan vara att placera ut brunnar eller uppsamlingsledningar i vägslänten och diket.

Vad som bör påpekas är att det inte tycks omöjligt att komma fram till nästan säkra resultat men att det krävs en stor arbetsinsats.

9 Slutsatser och diskussion

Syftet med det här examensarbetet har främst varit att ge en förklarande bild av problematiken kring vägdagvatten, främst med tanke på miljö. Vissa avgränsningar var nödvändiga för att arbetet skulle rymmas inom tidsramarna, därför omfattar resultatet inte allting inom området men ger i stort sett en helhetsbild.

Sammansättningen av vägdagvatten tycks vara något osäkert både vad det gäller ämnen och föroreningsmängder. Vägdagvatten är dock vida varierande och beroende av ett stort antal parametrar vilket gör det svårt att ange säkra schablonvärden. Ämnena som främst uppmärksammas är tungmetallerna Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Pt och Zn; syreförbrukande ämnen; suspenderat material; näringsämnen N och P; organiska ämnen samt salter. Det tycks som att de mest osäkra ämnena är kolväten som är svåra att mäta och samtidigt finns i mycket stort antal. För att klargöra innehållet i vägdagvatten krävs en omfattande undersökning under relativt lång tid.

Recipientpåverkan av vägdagvatten är ett oerhört komplext ämne där det är svårt att dra allmänna slutsatser, de osäkra parametrarna är många och medför att vissa recipienter tål stor belastning och andra betydligt mindre. Generellt tycks det som att trafikbelastningen är den parameter som har störst inverkan och att en gräns där stor påverkan sker är vid ca 30 000 fordon per dygn. Belastningarna varierar även stort såväl tids- som koncentrationsmässigt. Akuttoxiska effekter under kort tid kan förekomma, speciellt vid så kallad "*first flush*" under sommartid. Denna påverkan är viktig att ta hänsyn till vid utformning av reningsanläggningar eftersom det påstås att i stort sett hälften av föroreningarna kan komma under den första tiondelen av avrinningen. Långtidsbelastning med förhållandevis låga koncentrationer ger en ackumulering av föroreningar som kan ha inverkan på fortlevnad för växter och djur i recipienter. Sedimentet från suspenderat material tycks vara den föroreningstyp som har störst påverkan genom såväl direkt fysisk påverkan med täckning av botten som långvarig effekt vid urlakning av bland annat tungmetaller.

Rening av vägdagvatten finns ännu i liten mängd i Sverige men i och med att miljöproblem uppmärksammas alltmer kommer troligtvis även reningsanläggningarnas antal att öka. Principerna för rening bygger på till synes enkla metoder såsom utjämning av flöden, sedimentation av suspenderat material, oljeavskiljning samt upptag av näringsämnen i våtmarker. Vid en ökad utbyggnad av dagvattenrening skall man inte vara främmande för ny teknik såsom kemisk fällning, dock krävs forskning för att anpassa metoden till svenska förhållanden. Vad det gäller vägar så är det mindre vanligt för det svenska vägnätet att rening i så stor skala som ovanstående krävs. Det är främst vid stora trafikmängder och höga flöden vilket främst förekommer vid trafikleder i anslutning till städer samt vid större broar.

De delar av vägnätet där trafikflödena är mindre och främst där avrinningen sker direkt till dikesmark ger föroreningarna en mer diffus spridning. Reningsmetoderna som här bör användas är i betydligt mindre skala än ovanstående. Likväl inte oviktiga med tanke på målet att minska mängden diffusa föroreningar som medför ackumulering av exempelvis metaller i mark och vatten. Lämpliga metoder är infiltration, översilning och föroreningsupptag genom växtlighet i vägsrännor och vägdiken. Här bör eftertanke användas för att konstruera vägsrännor och diken på ett sätt som ger optimal reningseffekt.

Inga generella krav på omhändertagande av vägdagvatten finns vilket skulle vara önskvärt. Anledningen är att ämnet är komplext med både stora lokala och regionala variationer, se ovan, samt att vägdagvatten som miljöproblem är relativt nyupptäckt. Idag avgörs kraven för varje enskilt fall där påverkan antas ge negativa effekter. Vägverket arbetar relativt intensivt med miljöfrågorna genom bland annat ett *Reformprogram*.

Idag används generellt för vägprojekt ett flertal olika värderingsmetoder inför beslut och val av projekt. Examensarbetet redovisar översiktligt MKB, LCA samt en ekonomisk värderingsmetod vilka har ansetts som viktigast att redovisa. Generellt vid värdering gäller att det råder lika stor osäkerhet över sammansättning och recipientpåverkan som ovan har redovisats i detta examensarbete. MKB används generellt för alla vägprojekt och ser till den totala miljöbelastningen. LCA redovisar vägen i ett större miljösammanhang, "*från vaggan till graven*". För att utföra en ekonomisk analys, enligt metoden som har beskrivits, krävs ett värderingssystem som bygger på någon form av naturekonomi där ett ekonomiskt pris sätts på den påverkan som sker på miljön.

Som slutsats för allt slags miljöarbete, så även vägdagvatten, är att den absolut bästa reningsmetoden är att eliminera källorna till föroreningar. Detta mål måste eftersträvas för att på så sätt minska spridningen av främmande ämnen. Här handlar det till stor del om resultat från forskning som sedan måste övergå i lagbeslut samt framförallt ge information till producenter och konsumenter för att på så sätt sprida kunskap, ändra beteenden och uppfattningar. Man måste alltid fråga sig vad resurser skall läggas i samhället och detta gäller även problemen kring vägdagvatten. Självklart skall föroreningar inte spridas men det kanske finns större källor till miljöbelastningar att angripa, för att veta detta krävs mer kunskap om framförallt påverkansgraden på lång sikt av vägdagvatten.

9.1 Framtida forskningsområden

- *Mätning av föroreningshalter* för att på så sätt erhålla säkra schablonvärden. Detta bör sammankopplas med vägdagvattnets effekter, se nedan, för att veta vilka föroreningar som är väsentliga att studera.
- *Vägdagvattnets effekter* på recipienter för att se i fall det överhuvudtaget finns ett behov av rening samt i så fall var.
- *Kemisk fällning* bör utredas närmare för att se om det är en lämplig metod för rening av vägdagvatten i svenska förhållanden med tanke på miljö, utrymme, ekonomi och attityder.
- *Växtmaterial för upptag av föroreningar*. Undersöka om det finns växter som har en god förmåga att ta upp föroreningar, som tål det hårda klimatet vid vägens närhet samt är ekonomiskt fördelaktiga med tanke på etablering och skötsel.
- *Dikesutformning för optimalt upptag* bör utredas närmare för att finna en enkel metod för upptagning av diffus förorenings-spridning.
- *Värderingsmetoder* enligt någon form av "naturekonomi" där det sätts ett värde på natur och miljö. Ämnet kan ses som kontroversiellt men kan dock jämföras med den värdering som görs vid beslut i trafikantsäkerhet då bl a människoliv värderas.

10 Referenser

10.1 Litteratur

- Bydén S., Larsson A-M., Olsson M. (1992): *Mäta vatten*, Graphic systems, Göteborg.
- Carling M., Lindmark P. (1995): *Omhandertagande av vägdikesmassor inom Sydöstra regionen*. Dnr 2-9501-048, Statens geotekniska institut, Linköping.
- Carlsson A., Centrell P. Öberg G. "Stoppa inte dubbdäcken" VTI aktuellt, nr 3, s.13-14. 1995.
- Eskilsson F. (1995): *Dimensionering av sedimentationsbassäng för vägdagvatten med excel*. Publikation B 416, ISSN 1104-9847, Examensarbete, Geologiska institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- Folkesson L. (1994). *Miljöeffekter av vägdagvatten*. Rapport nr 1994-391, Väg- och transportinstitutet, VTI, Linköping.
- Harper H. H., Herr J. L.: "Stormwater treatment using alum" Public works. Sept p.47-49, 89-90. 1992.
- Hoghland W. och Wahlman T. (1990): *Enhetsöverbyggnad. Hydrologiska och vägtekniska egenskaper*. Rapport R90:1990, ISBN 91-540-5264-5, Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm.
- Kihlström J. E. (1986). *Gifter i naturen*. ISBN 911-38-90755-0, Liber Förlag, Stockholm.
- Larm T. (1994). *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*. Rapport nr 1994-06, VA-FORSK, Svenska vatten - och avloppsverksföreningen, VAV, Stockholm.
- Lindmark P., Lundberg K. (1994). *Rening av vägdagvatten*. Vägledning 7, SGI, Statens geotekniska institut, Linköping.
- Lygren E., Gjessing E. (1984): *Highway pollution in a nordic climate*. Rapport nr 0-79024, ISBN 82-577-0763-5, NIVA, Oslo.
- Malmqvist P-A., Svensson G., Fjellström C. (1994): *Dagvattnets sammansättning*. Rapport nr 1994-11, VA-FORSK, Svenska vatten - och avloppsverksföreningen, VAV, Stockholm.
- Skanska Prefab. *Rena vattendrag vår viktigaste källa*. Produktblad 1991.
- SNV, Naturvårdsverket: *Dagvattenhantering*. Meddelande 1983:1. ISBN 91-38-07325-0, Liber Tryck, Stockholm.
- Stahre P. och Larsson T. "Dagvattnets roll i framtidens stadsplanering", Stadsbyggnad, nr 4 s.3-7 1993.
- Wei, C. (1993). *Metal speciation an toxicity in urban river sediments*. PhD thesis. ISSN 0281-4581, Department of sanitary engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Wittgren H. B. (1994). *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten*. ISBN 91-620-4365-X, Naturvårdsverket, Stockholm.
- VV, Vägverket och Naturvårdsverket. *Temabladd till MKB för vägprojekt*. Publikation 1995:40. sept 1995. Borlänge.
- VV, Vägverket: *Effektkatalog*. Publikation 1989:16. Feb 1989. Borlänge.
- VV, Vägverket: *Miljökonsekvensbeskrivning för vägar - handbok*. Publikation 1995:30. Aug 1995. Borlänge.
- VV, Vägverket: *Reformprogram*. 1995. ?????
- VV, Vägverket: *Väg 94. Allmän teknisk beskrivning för vägkonstruktioner*. Publikation 1994:21. Aug 1994. Borlänge.

10.2 Opublicerat material

- Andersson, K. Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola:
Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i den svenska lagstiftningen, 1994.
- Tekniska förvaltningen, Växjö kommun: *Dagvattenanläggningar i Växjö*, februari 1992.
- Tekniska förvaltningen, Växjö kommun: *Dagvattenhantering på Växjösjöarnas villkor*,
åtgärdsprogram, december 1993.
- Tillman, A-M. Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola: *Livscykelanalys*,
kursmaterial 1993.
- Wallin, H. Oxelösunds kommun: *Våtmarken i Oxelösund*.

10.3 Muntliga

- Graveleij, Runo. tekniker Halmstad kommun.
- Gustafsson, Kjell. projekteringschef Växjö kommun.
- Malmberg, Birgitta. trafikheten Naturvårdsverket.
- Sandberg, Rickard. miljöavdelningen Vägverket Region Sydöst.

11 Ordlista med förklaringar

Absorption	Ämnen upptas inuti poröst material.
Adsorption	Process då en fast kropp eller en vätska upptar ett ämne på sin yta som hålls kvar av kemiska eller elektriska attraktionskrafter.
Aerob	Tillgång till fritt syre.
Akvatiska system	Vattnekosystem, d v s i rinnande vatten, sötvatten, brackvatten eller marina system.
Alkalinitet	Förmåga hos vattnet att binda syror. Vatten med hög alkalinitet har bra förmåga att motstå sura ämnen.
Anaerob	Syrebrist
Artificiell	Konstgjord, konstruerad.
Assimilation	Processen när en organism tar upp näring.
ATB	Allmän Teknisk Beskrivning
Basflöde	Ytvattenavrinning under perioder utan nederbörd.
Bioindikator	Biologisk indikator, organism som är karakteristisk för en miljö
Biomassa	Mängd (vikt) av levande materia inom ett givet område.
Biosorption	Fastläggning av biologiskt material; bildande av biologisk film (biologiskt aktivt tunt lager).
Biotop	Område med enhetlig natur inklusive djurvärld.
Bitumen	Blandning av fasta och halvfasta kolväten.
BOD	Biologisk syreförbrukning. Förbrukning av syre vid biokemisk oxidation av organiska ämnen.
Bräddvatten	Överflödsvatten som avleds genom bräddavlopp för att avlasta magasin, bassäng eller ledning.
COD	Kemisk syreförbrukning. Ett mått på de ämnen som kan oxideras med kemiska oxidationsmedel.
Coliform	Av <i>Escherichia coli</i> , en bakterieart vars förekomst i vatten ofta används som indikator på bakteriell förorening av vattnet.
Dagvatten	Ytligt avrinnande regnvatten eller smältvatten.
Denitrifikation	Reduktion av nitrat till kvävgas under medverkan av bakterier.
Dilution	Utspädning
Dispergera	Genom dispersion finfördelas partiklar i en vätska utan att bilda lösning.
Dispersion	Spridning eller blandning mellan två var för sig homogena delar av vilken den ena bildar partiklar eller droppar i den andra.
Ekologi	Vetenskapen om sambandet mellan organismerna och omgivningen.

Ekosystem	Ett mer eller mindre fullständigt avgränsat system av levande organismer, materia och energi.
Emulgerad	Uppslammad
Eutrofiering	Process som påskyndar åldrandet av en sjö eller ett vattendrag, vanligen genom ökad halt av näringsämnen. Detta medför påskyndad produktion av biomassa och återkommande syrebrist.
Evapotranspiration	Avdunstning från landområden.
Exfiltration	Den nedåtriktade transporten av vatten genom botten av en infiltrationsanläggning till underliggande mark.
”First flush”	Den första och starkt förorenade delen av ett regn eller avsmältning.
Grundvatten	Vatten som fyller hålrum i jord och berg och vars hydrostatiska tryck är större eller lika stort som atmosfärstrycket.
Habitat	Levnadsplatser för växter och djur.
Infiltration	Vattnets inträngande i jord- eller bergslager, den vertikala vattentransporten genom markytan.
Kemisk fällning	Kemisk reaktion vid tillsats av ett ämne till en lösning, varvid svårslösliga substanser bildas i form av flockar. Avskiljer en fast substans ur en vätska.
Kolloider	Partikel (ler-, humus- eller lerhumuskolloid) av storleken 0.1-0.001 µm. På kolloidens mycket stora inre ytor sker flertalet av markens kemiska reaktioner. Kolloidala partiklar är så små att de svävar i en vätska.
Kolväte	Förening av kol och väte.
Kontaminering	Förorening, nedsmutsning.
LCA	Livscykelanalys
LOD	Lokalt Omhändertagande av Dagvatten.
Meandra	Ett meandrande vattendrag har en vindlande strömfåra.
MKB	Miljökonsekvensbeskrivning
Nitrifikation	Biokemisk oxidation av ammonium till nitrat.
PAH	Polyaromatiska kolväten.
Patogen	Sjukdomsalstrande
Perkolation	Det nedåtriktade omättade vattenflödet i marken ovanför grundvattenytan.
Permeabilitet	Vattengenomtränglighet
pH	Negativa 10-logaritmen för vätejonaktiviteten där lågt pH anger surt förhållanden (<7) och högt pH anger basiska förhållanden (>7).
Recipient	Mottagare av föroreningar.
Resuspension	Sedimenterade, uppslammade partiklar återförs i lösning.

Sediment	Finkornigt material som transporteras med vind eller vatten för att avlagras då transportförmågan avtagit.
Sedimentering	Avskiljning av avsättbara partiklar genom tyngdkraftens inverkan.
Självrening	En i naturen fortlöpande process där avfallsprodukter oskadliggörs genom biologisk omvandling.
Sorption	Fastläggning på mineralkornens ytor.
Suspenderat material	En suspension består av finfördelade uppslammade (ej lösta) partiklar i en vätska.
Synergistisk	Samverkande, förstärkande.
Syrebrist	Kan uppstå vid utsläpp av organiska ämnen som av mikroorganismerna i ett vattendrag bryts och förbrukar syre,
Terrestra system	Jord- och landekosystem.
Toxicitet	Giftighet.
TSS	Totalmängd suspenderat material.
Tungmetaller	Metallernas salter kan utöva giftverkan.
Turbiditet	Grumling, grumlingsgrad.
Ådt	Genomsnittlig årsdygnstrafik; fordon/dygn.
Översilning	Avledning av vatten över en vegetationsklädd markyta. Numera vanligen i syfte att fastlägga överskott av näringsämne.

Bäckaslövs våtmark

ÖVERSIKTSKARTA

KONSTGJORD SJÖ

idesutjämnning, sedimentering och avskiljning

Dagvattenutlopp
2 x D 1400

"Fågelo"

VY +161.2 - +161.8

Avskiljnings- och
regleringsanordningar

VÅTMARKSÄNG

översilning och sedimentering

Vattentrappa

Överföringsledningar till nya reningsverket

VY +160.9

VÅTMARKSÄNG

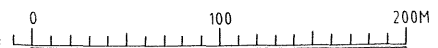
översilning och sedimentering

Promenadstig

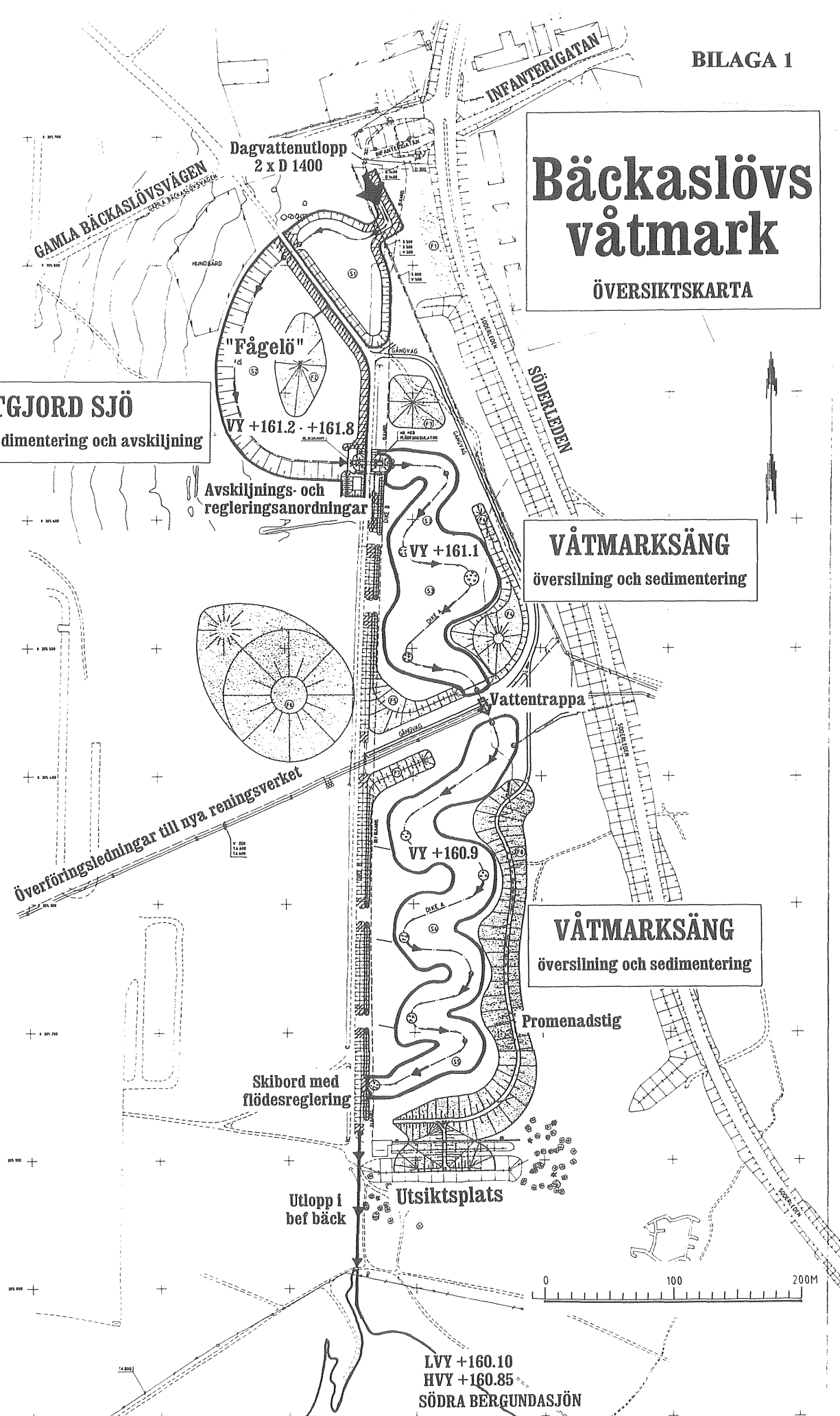
Skibord med
flödesreglering

Utlopp i
bef bäck

Utsiktsplats



LVY +160.10
HVY +160.85
SÖDRA BERGUNDASJÖN



Temablad till MKB för vägprojekt

Temabladen kan i sin helhet eller i valda delar bifogas miljökonsekvensbeskrivning (MKB) för ett vägprojekt. På så sätt kan MKB:n koncentreras på bedömningar och beskrivningar för det aktuella fallet. Allmänheten har ofta ett stort intresse för miljöfrågorna och vill ofta veta t ex vilka bedömningsgrunder som finns.

Temabladen ska vara allmängiltiga för vägprojekt och ge den intresserade läsaren kunskap som ökar läsförståelsen av den aktuella MKB:n. Exempelvis förklaras hur bullerförändringar kan beräknas och i vilken mån riktvärden för miljö kvalitet finns. Frågan om när lokala hälsoeffekter av bilavgaser kan befaras och om utsläppsförändringar har någon betydelse med tanke på storskaliga konsekvenser för naturen är vanliga frågor som besvaras i temabladen.

Temabladen gäller de vanligaste formerna av miljöpåverkan i samband med vägprojekt. De **beskriver inte** hur en miljökonsekvensbeskrivning görs.

De påverkansaspekter som tas upp i de åtta temabladen är:

– fysiskt intrång	– påverkan på luftkvalitén
– inverkan på visuella kvalitéer	– bilavgasernas storskaliga påverkan
– trafikbuller	– påverkan på mark och grundvatten
– vibrationer från trafiken	– påverkan på sjöar och vattendrag

För varje aspekt förklaras:

- påverkan, effekt, typ av konsekvens
- bedömningsgrunder
- åtgärder

Varje temablad innehåller också några litteraturhänvisningar för den som vill läsa mera.

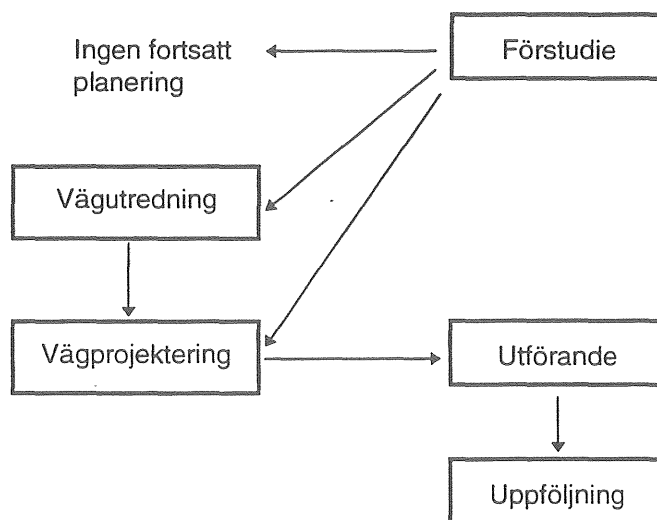
Vad är en miljökonsekvensbeskrivning?

Miljökonsekvenser ska bedömas i alla skeden av planeringen och projekteringen av ett vägprojekt. Arbetet med analys och beskrivning av miljökonsekvenser är en del i planerings- och projekteringsprocessen. Miljökonsekvensbeskrivningen redovisas ibland i ett separat dokument men måste alltid sammanfattas i en vägutredning eller en arbetsplan inför beslut. Miljökonsekvensbeskrivningen är ett av flera bidrag till beslutsunderlaget.

Syftet är att säkra miljöhänsyn vid lokalisering och utformning av en väg men även med tanke på byggande och drift. Beroende på planeringsskede samt projektets och platsens karaktär blir olika aspekter mer eller mindre viktiga. Regler för miljökonsekvensbeskrivning enligt Väglagen anges i Vägverkets författningssamling, VVFS 1993:14.

En miljökonsekvensbeskrivning ska förutse de förändringar i miljökvalitet som vägprojektet väntas ge upphov till. Denna förändring (effekt) avser skillnaden i förväntad miljökvalitet med respektive utan projektet (nollalternativ). Konsekvenser av alternativa lokaliseringar och/eller utformningar ska bedömas och jämföras. Åtgärder som kan skydda mot skador och störningar eller förbättra miljökvalitéer ingår i bedömningarna.

Miljökonsekvensbeskrivningen kan hjälpa till att skapa en samsyn om vad som händer med miljön om projektet genomförs. Kontakter med allmänheten ingår i planeringsprocessen och är inte minst viktig för att fånga upp lokal kunskap om miljöförhållandena.



Miljökonsekvensbeskrivning berör alla skeden av ett vägprojekts hantering.

Vägars påverkan

Vägar och trafik kan påverka sjöar och vattendrag på flera sätt:

- Förorenat dagvatten från körbanor och parkeringsytor (vägdagvatten) samt spol- och tvättvatten från tunnlar kan påverka ytvattenkvaliteten i omgivningen
- Dränering och avskurna ytvattenflöden kan påverka avrinningsförhållanden,
- Byggnad i vatten (broar, bankar etc) kan förändra vattenomsättning och genomströmning
- Byggnadsarbeten kan orsaka grumling och förorening av sjöar och vattendrag
- Risk för spridning av miljöfarliga ämnen vid trafikolyckor
- Trafikens avgaser orsakar nedfall av luftföroreningar (främst kväve) som sekundärt påverkar sjöar och vattendrag.

Metoder för analys och bedömning

Analys

Analysen bör klarlägga väganläggningens effekter på sjöars och vattendrags hydrologi och vattenkvalité samt de direkta eller indirekta effekterna för växt- och djurlivet.

Det finns ofta samband mellan yt- och grundvattenförhållanden som har betydelse för bedömning av miljökonsekvenserna.

Att kunna förutse alla effektsamband är svårt även efter mycket omfattande kartläggning i fält. Det är därför nödvändigt att kunna göra rimliga antaganden även utan fullständigt kunskapsunderlag.

Under senare år har emellertid utvecklats metodik för systematisk konsekvensklassificering av vägars inverkan på ytvattenförhållanden (se litteraturlistan).

För en analys av effekter på ytvatten behövs uppgifter om

- väganläggningarnas tekniska utformning bank, skärning, dränering, rening etc
- föroreningstyper och mängder från vägen
- avstånd från väg till ytvattentillgång
- topografi och avrinningsförhållanden, som styr strömningsriktningar och -hastigheter
- ytvattentillgångens storlek och omsättning
- ytvattentillgångens miljöstatus (pH, näringsförhållanden, föroreningsbelastning etc)
- förekomst av in- och utströmningsområden för grundvatten.

Ett sätt att beskriva vattenresursens sårbarhet är att ange strömningstiden från utsläppspunkt (väg) till recipient.

Strömningstid (timmar)	Sårbarhetsklass
>3	1
2-3	2
< 1	3

Erforderliga uppgifter om ytvattenförhållanden kan till stor del hämtas från utredningar, miljökontrollprogram och uppgifter i övrigt från kommun, länsstyrelse och vattenvårdsförbund. Finns det indikationer på att känsliga vattenområden hotas kan fördjupade analyser i fält behövas.

Förorenat vatten från trafikaneläggningar kan innehålla ett flertal mer eller mindre miljöfarliga ämnen som olja, kolväten, tungmetaller, klorider syretärande ämnen och partiklar. Mängderna kan beräknas med kännedom om trafikens storlek och karaktär.

Analysen bör belysa hur föroreningar från väganläggningar sprids och omvandlas i vatten-systemen och påverkar vattenmiljöerna.

Spridningsvillkoren är vanligen mycket komplicerade och analysen anpassas därför till de lokala förutsättningarna. En komplicerad spridningsbild medför mera omfattande undersökningar.

Typiskt för ytvatten är att spridningen är snabb och att utspädningen normalt är stor.

När det gäller vägens eventuella effekter på *ytvattennivåer och -flöden* kan behovet av analys variera kraftigt från fall till fall.

I en översiktlig bedömning är det normalt tillräckligt att analysen kan ge underlag för bedömning av behovet av dagvattenrening.

I en mer detaljerad bedömning kan analysen behöva fördjupas och recipienternas känslighet närmare kartläggas med hjälp av fältarbeten för att ge underlag för lämpliga tekniska lösningar.

Konsekvensbedömning

Bedömningen skall i tillämpliga delar visa om redovisade förändringar av ytvattenförhållandena innebär konsekvenser av betydelse för olika intressen, t ex

- vattenförsörjning
- jordbruk (avvattningsförhållanden)
- fiske och fiskodling
- bad, båtsport och friluftsliv
- naturvård (skyddsvärda naturtyper/biotoper)

Konsekvenser under byggtiden behöver analyseras särskilt eftersom de kan vara väl så allvarliga för vattenmiljön som den färdiga vägens. Det kan

handla om provisoriska broar och vägar, invallningar, upplagsplatser och arbetsmaskiners oljespill.

Bedömningsgrunderna enligt nedan utgör ett nödvändigt underlag för analysen.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för ytvatten finns dels för ytvattenkvalité generellt och dels för särskilt känsliga och värdefulla resurser och geografiska områden:

- Riktvärden för bedömning av dricksvatten och råvatten (Livsmedelsverkets dricksvattenkungörelse)
- Nationella bedömningsgrunder för ytvatten gällande näringstillstånd, försurning, syretillstånd och syretärande ämnen, metaller, grumling mm (femgradig skala för påverkansgrad)
- Redovisningar av vattenområden av särskilt värde som naturtyp och biotop

Gränsvärden och bedömningsgrunder för vatten återfinns i socialstyrelsens och naturvårdsverkets skrifter. (se litteraturlistan)

Intresseredovisningar och värderingar för ytvattenresurser finns i kommunernas och länsstyrelsernas skyddsförordnanden, planer och program. Exempel:

- Skyddsområden och skyddsföreskrifter för ytvattentäcker
- Vattenområden med skyddsförordnande enligt naturvårds- och miljöskyddslagen.
- Sjö, vattendrag, våtmark, grundvattenresurs mm av riks-, regionalt- eller lokalt intresse enligt kommunala översiktsplaner, miljöprogram, naturvårdsplaner eller regionala motsvarigheter från länsstyrelse och vattenvårdsförbund.

Åtgärder mot vattenpåverkan

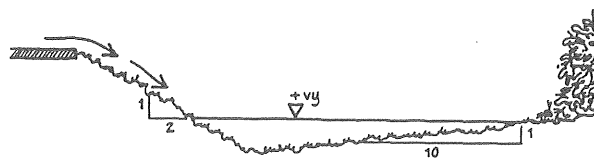
En första anpassning av projektet till vattenintressen kan göras genom att välja vägsträckning i förhållande till värdefulla sjöar och vattendrag, våtmarker, biotoper etc. Även vägens framtida nyttjande för t ex transport av miljöfarligt gods kan vara avgörande.

Ytterligare anpassningar kan göras i form av

- uppehållsmagasin för utjämning av dagvattenflöden
- rening av vägdagvatten
- täta diken och dammar för uppsamling av olja och kemikalier vid trafikolycka
- val av genomsläpplig beläggning
- åtgärder (muddring) i vattendrag för att trygga vattenföringen efter brobyggnad etc.

Reningsmetoderna är av olika slag, t ex biologiska metoder (i diken och kanaler) fördröjningsdammar våtmarker (översilning) infiltrationsanläggningar "teknisk rening"

Metoderna kan kombineras på olika sätt.



Uformning av vägdike som ökar reningsförmågan



Översilningsyta och fördröjningsdamm

Om det råder stor osäkerhet om en åtgärd är motiverad kan ett särskilt kontrollprogram användas för att styra i vilken mån skydds åtgärder ska vidtas. Detta förfaringsätt kan dock inte användas då man kan befara oreparabla konsekvenser.

LITTERATUR

Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten (FS 1993:35).

Strandbad, vattenkvalitet och kontroll.

Allmänna råd Naturvårdsverket 1989:4.

Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag Allmänna

råd SNV 1990:4

Bakgrundsdokument 1 Metaller

Bakgrundsdokument 2 Näringsämnen, syre, ljus, försurning

Grundvattentäcker

Allmänna råd SNV 1990:15, Skyddsområden - Skyddsföreskrifter

Effekter av svavel- och kvävebelastning på skogsmark, yt- och grundvatten, SNV Rapport 3762

Vägars påverkan

Mark och grundvatten har egenskaper och värden som är vitala vid bedömning av miljökonsekvenser:

- jordlagers funktion som grund för biologisk aktivitet, som biokemiskt filter vid grundvattenbildning och som medium för transport och lagring av grundvatten. (gäller delvis också för berg)
- grundvattentillgångar av betydelse för vattenförsörjning, speciellt känsliga eller värdefulla biotoper eller för den allmänna hydrologiska balansen.

Vägar och trafik kan påverka mark- och grundvattenförhållandena på flera sätt:

- Djupa vägskärningar kan förändra grundvattennivåer och strömningsförhållanden (riktning/hastighet).
- Förorenat dagvatten från körbanor och parkeringsytor samt spol- och tvättvatten från tunnlår kan tränga ner i marken och påverkar grundvattnets kvalitet på olika djup.
- Vägsaltet sprids till såväl mark och grundvatten som till ytvatten.
- Risk för spridning av miljöfarliga ämnen vid trafikolyckor till mark och grundvatten
- Trafikens avgaser orsakar nedfall av luftföroreningar (främst kväve), som sekundärt påverkar mark och grundvatten
- Vegetation och djurliv kan påverkas via mark- och vattenförändringar.
- Schaktningsarbeten kan negativt påverka grundvattenkvalitén.

Metoder för analys och bedömning

Analys

Analysen bör klargöra väganläggningens effekter på grundvattnets nivå och kvalitet samt på markförhållanden som kan ha betydelse för miljön på kort och på lång sikt. Därtill hör sekundära effekter på växt- och djurliv på grund av t ex uttorkning av våtmark eller försumpning.

Att förutse sådana effekter kan vara mycket svårt även efter omfattande kartläggning i fält. Det är därför nödvändigt att göra rimliga antaganden utan krav på fullständig kunskap.

Under senare år har det utvecklats systematisk metodik för konsekvensklassificering av vägars inverkan på grundvattenförhållanden (se litteraturlistan).

För en analys av effekter på grundvatten behövs uppgifter om

- väganläggningarnas fysiska intrång genom djupa skärningar, dränering etc
- föroreningstyper och mängder från vägen
- jord och berglagrens egenskaper
- grundvattennivåer och strömningsriktningar
- grundvattnets kvalitet (fysikaliskt/kemiskt).
- eventuell förekomst av föroreningar, t ex förhöjda metallhalter, kolväten, närsalter, försurning etc

Uppgifter om mark- och vattenförhållanden kan till viss del kan hämtas från hydrogeologiskt kartmaterial, brunnsarkiv och från befintliga inventeringar mm hos kommun och länsstyrelse. Finns det indikationer på att känsliga mark och grundvattentillgångar hotas, krävs normalt kartläggning i fält.

Förorenat vatten från trafikanläggningar kan innehålla ett flertal mer eller mindre miljöfarliga ämnen som olja, kolväten, tungmetaller, klorider, syretärande ämnen och partiklar. Mängderna kan beräknas med kännedom om trafikens storlek och karaktär.

Analysen bör belysa hur föroreningar omvandlas och sprids i marken och i grundvattnet samt hur föroreningarna kan påverka miljön. Analysen blir särskilt viktig när man avser infiltrera dagvattnet från vägtytor för att minska belastningen på sjöar och vattendrag eller när det finns risk att en olycka med miljöfarlig transport skulle kunna skada en värdefull grundvattenresurs.

Spridningsvillkoren är vanligen mycket komplicerade. En analys bör beakta såväl kontinuerliga/diffusa föroreningar som tillfälliga olyckor utifrån både ett kort- och långsiktigt perspektiv.

Typiskt för grundvatten är att spridningen är långsam och utspädningen liten.

Påverkan av en grundvattenresurs är beroende av

- djup till grundvatten
- strömningshastighet
- avstånd mellan väg och vattenresurs
- omättade zonens beskaffenhet
- vattenresursens storlek
- jordmånens beskaffenhet

Ett sätt att uttrycka vattenresursens sårbarhet utifrån ett nyttjande är att ange vertikal och horisontell strömningstid från utsläppspunkt (väg) till recipient.

Strömningstid (dygn)		Sårbarhetsklass
vertikal	horisontell	
>300	>10	1
60-300	3-10	2
< 60	< 3	3

Naturligt skydd som fördröjer eller förhindrar föroreningsspridning är t ex

- tät jord
- myrmark
- topografisk förhöjning (vattendelare)

Konsekvensbedömning

Bedömningen bör visa om redovisade förändringar av mark- och grundvattenförhållandena innebär konsekvenser som har betydelse för följande intressen:

- vattenförsörjning från grundvatten
- vegetation intill vägen av stort visuellt värde
- naturvård (skyddsvärda naturtyper/biotoper)

Egenskaper som ofta avgör värdet är grundvattentillgångens *storlek* och vattnets *kvalité* och brist på alternativa tillgångar.

Konsekvenser under *byggtiden* behöver analyseras särskilt eftersom de kan vara väl så allvarliga för vattenmiljön som den färdiga vägens. Det kan handla om konsekvenser av provisoriska broar och vägar, invallningar, upplagsplatser och arbetsmaskiners oljespill.

Ett specialfall är situationen att väganläggningen berör områden med *förorenad jord*. Där måste man ta ställning till konsekvenserna för arbetsmiljön under byggtiden eller för det område där jorden måste deponeras eller behandlas.

Bedömningsgrunderna enligt nedan utgör ett nödvändigt underlag för analysen.

Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder för mark och grundvatten gäller dels grundvattenkvalité generellt och dels särskilt känsliga och värdefulla resurser och geografiska områden.

Exempel:

- Riktvärden för bedömning av dricksvatten (Livsmedelsverkets dricksvattenkungörelse)
- Redovisning av naturområden med särskilt värde som naturtyp och biotop och som är särskilt känsliga för hydrologiska förändringar
- Markområden/inströmnings- och skyddsområden av särskilt värde för vattenförsörjning.

Intresseredovisningar och värderingar för grundvattenresurser finns i kommunernas och länsstyrelsernas skyddsförordnanden, planer och program.

Exempel:

- Skyddsområden och skyddsföreskrifter för vattentäkter.
- Våtmark, grundvattenresurs mm av riks-, regionalt- eller lokalt intresse enligt kommunala översiktsplaner, miljöprogram, naturvårdsplaner eller regionala motsvarigheter från länsstyrelse.

Åtgärder

En första anpassning av projektet görs med hänsyn till mark och grundvattenförhållanden t ex:

- höjdläge i förhållande till grundvattennivå
- vägsträckning i förhållande till värdefulla biotoper, våtmarker, vattentäkter.

Ytterligare anpassningar kan göras i form av t ex

- vattentäta konstruktioner för att förhindra grundvattensänkning
- uppehållsmagasin för utjämning av dagvattenflöden
- rening av dagvatten från trafikytor
- täta diken och magasin för uppsamling av olja och kemikalier vid trafikolycka.
- val av genomsläpplig beläggning

När det råder stor osäkerhet om en åtgärd är motiverad kan ett särskilt kontrollprogram användas för att styra i vilken mån skyddsåtgärder ska vidtas i efterhand. Detta förfaringssätt kan dock inte användas då man kan befara oreparabla konsekvenser.

LITTERATUR

Yt- och grundvattenskydd.

Vägverket, publ 1995:1

Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten (FS 1993:35)

Grundvattentäkter

Allmänna råd Naturvårdsverket 1990:15, Skyddsområden – Skyddsföreskrifter

Sötvatten 90

Naturvårdsverket informerar

Effekter av svavel- och kvävebelastning på skogsmark, yt- och grundvatten, Naturvårdsverket. Rapport 3762

Slutbetänkande av Grundvattenutredningen, SOU 1995:45.