



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC-W 18 037

Examensarbete 30 hp  
Oktober 2018

# Åtgärdande av felkopplingar som kompensationsåtgärd för ökade dagvattenföroreningar en fallstudie med en kostnads-nyttoanalys

---

Rozbe Bozorgi

## REFERAT

### *Åtgärdande av felkopplingar som kompensationsåtgärd för ökade dagvattenföroreningar – en fallstudie med en kostnads-nyttoanalys*

*Rozbe Bozorgi*

Weserdomen 2015 resulterade i en strängare tolkning av EU:s ramdirektiv för vatten vilket bland annat innefattade att inga exploateringar får tillåtas om dessa medför att minst en kvalitetsfaktor i vattnet får en sämre statusklass, oavsett hur övriga kvalitetsfaktorer påverkas. Den strängare tolkningen, i kombination med en ökad urbaniseringsgrad, ställer högre krav på samhällets hantering av spill- och dagvatten. Ett vanligt sätt att säkerställa ovanstående krav är att tillämpa olika lösningar för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). Syftet med dessa lösningar är att hantera dagvattnet så nära uppkomstkällan som möjligt. I vissa fall kan det dock tänkas att det finns mer effektiva åtgärder för att säkerställa god vattenstatus.

En åtgärd som syftar till att kompensera för frånvarandet av en annan åtgärd kallas för kompensationsåtgärd. I det här examensarbetet har fallet med att spåra och åtgärda felkopplingar i ledningsnätet (spillvatten kopplat på dagvattennätet) undersökts som kompensationsåtgärd för LOD. Den specifika LOD-lösning som använts i arbetet har varit dagvattendammar. Examensarbetet har utrett rådande lagstiftning vad gäller kompensationsåtgärder samt gjort en fallstudie för Bällstaån med en kostnads-nyttoanalys där åtgärdandet av felkopplingar jämförts med anläggandet av dagvattendammar.

Resultatet av undersökningarna visade att kompensationsåtgärder idag är ett begrepp som kan tolkas olika, där det även i domstolen genom åren har tolkats olika. Nuvarande praxis är dock att en kompensationsåtgärd inte kan åberopas för att tillåta en exploatering som annars hade funnit avslag. Att kunna nyttja åtgärdandet av felkopplingar som kompensationsåtgärd för LOD är således, med dagens regelverk, väldigt osannolikt.

Fallstudien visade att åtgärdandet av felkopplingar, med avseende på vattenkvalitet är en betydligt mer kostnads-nyttoeffektiv åtgärd i jämförelse med anläggandet av dagvattendammar. Bristen på studier och utredningar på felkopplingar av denna typ är, mot bakgrund av fallstudien, förmodligen en indikator på att mer resurser bör läggas inom detta område.

**Nyckelord:** dagvattenhantering; spillvatten; felkopplingar; monetär värdering; kompensationsåtgärder; kostnads-nyttoanalys (CBA); Bällstaån

*Uppsala universitet*

*Institutionen för geovetenskaper, Program för luft-, vatten-, och landskapslära*

*Geocentrum, Villavägen 16, SE 752 36 Uppsala*

*ISSN, 1401-5765*

## **ABSTRACT**

### ***Fixing incorrect connections in sewage pipes as a compensatory measure for increasing levels of stormwater pollutants – a case study with a cost-benefit analysis***

*Rozbe Bozorgi*

In 2015 the Weser Case resulted in a more stringent interpretation of the EU Water Framework Directive. For instance, the ruling stated that no projects should be given permission if even as little as one quality factor ends up with a lower status, regardless of how the other quality factors are affected. The stricter interpretation, combined with an increasing grade of urbanization, places higher demands on society's management of wastewater and stormwater. One common way of ensuring the above requirements is to apply different solutions of best management practices for stormwater (BMP). The purpose of these solutions is to process the water as close to the source of origin as possible. However, in some cases it may be that there are more effective measures to ensure good water quality.

A measure taken with the purpose of compensating for the absence of a different action is called a compensatory measure. In this thesis, the case of fixing incorrect connection of sewage pipes (where wastewater pipes have been incorrectly connected to stormwater pipes) was investigated as a compensatory measure for stormwater ponds (a common BMP). The prevailing legislation regarding compensatory measures was analysed and a case study has been conducted for Bällstaån. The case study included a cost-benefit analysis where the fixing of incorrectly-connected sewage pipes was compared with the implementation of stormwater ponds.

The investigation regarding the legislative aspect showed that compensatory measures are a concept that can be interpreted somewhat differently. This has also been the case in the court over the years. However, current practice shows that a compensatory measure cannot be invoked to allow a project that otherwise would have been refused. Being able to use the fixing of incorrect connections as a compensation for BMP is thus, with today's regulation, very unlikely.

The case study showed that fixing incorrect connections in sewage pipes is, with regard to water quality, a far more cost-beneficial measure compared to the construction of stormwater ponds. Furthermore, the lack of studies regarding this kind of incorrect connections is, in the light of the results from the case study, probably an indication that this is a problem that fairly few people work with and where more resources could be a good investment for future water quality.

**Keywords:** stormwater management; wastewater management; illicit connections in sewage pipes; monetary valuation; compensatory measurements; cost-benefit analysis (CBA); Bällstaån

*Uppsala University*

*Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape sciences  
Geocentrum, Villavägen 16. SE 752 36 Uppsala, ISSN 1401-5765*

## FÖRORD

Det här examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och avslutar mina fem års studier på Civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet har utförts hos Sweco Environment i Stockholm under våren 2018.

Jag vill börja med att tacka min ämnesgranskare vid Uppsala universitet, Roger Herbert, som funnits där med kloka ord och visa inspel från början till slut. Ditt stöd och dina snabba svar har inte gått obemärkt förbi. Ett stort tack ska också riktas till mina handledare på Sweco, Sara Karlsson och Maria Nordgren som genom resans gång agerat bollplank så fort frågor dykt upp. Ni har båda tagit er tiden att vara tillgängliga och ni har utöver att vara ett bra stöd också bjudit på många skratt. Tack! Jag vill också passa på att tacka övriga personer som jag lärt känna på Sweco under dessa månader och som har bidragit med en stämning väl värd att pendla för.

Dessa sista rader markerar målgången på min studietid, något som inte hade varit möjligt utan det stöd jag har fått från min familj och mina vänner. Jag vill därför rikta ett enormt stort tack till er som funnits där genom hela studietiden!

Uppsala, maj 2018

*Rozbe Bozorgi*

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

För att klara av såväl lagstadgade miljökrav som framtida miljöproblem läggs idag stora resurser på insatser för att förbättra vattenkvaliteten i våra sjöar och vattendrag. Men prioriterar vi verkligen rätt typ av insatser, eller kan det tänkas finnas en mer effektiv allokering av resurser för att bemöta den miljöproblematik som hotar våra vatten?

Under 2015 kom EU-domstolen med ett förtydligande gällande hur Vattendirektivet skulle tolkas. Förtydligandet har inneburit strängare krav vad gäller kvaliteten i Europas vatten. Praktiskt har det resulterat i betydligt striktare krav när det kommer till exploateringar som på något sätt kan komma att påverka vattenförekomster. Samtidigt som kraven vad gäller hantering av vatten vid exploateringar har ökat från EU-nivå har den ökade urbaniseringsgraden också inneburit högre ställda krav på hantering av vatten i samhället.

Då en ökad urbanisering ofta innebär mer hårdgjorda ytor (asfalterade vägar, hustak etc.) ökar mängden vatten som inte längre kan infiltrera ned i marken (så kallat dagvatten). Detta är problematiskt av flera anledningar. Ur miljösynpunkt handlar det framförallt om att dagvatten för med sig föroreningar som ofta rinner rakt ut i våra vattenförekomster. Ett allt vanligare sätt att hantera detta, samtidigt som hänsyn tas till de krav som föreligger, är att tillämpa olika lösningar för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). Syftet med dessa lösningar är alltså att dagvattnet omhändertas och renas på samma plats som det uppkommer och idag finns det ofta indirekta krav på att dagvatten måste hanteras på detta sätt.

Ett relativt ouppmärksammat miljöproblem är felkopplingar i avloppsledningsrören, där spillvattenledningar kopplas in i dagvattenledningar. Ett resultat av dessa felkopplingar är att avloppsvatten från hushåll på många ställen går orenat ut i våra vattenförekomster. Miljöpåverkan från dessa felkopplingar är stor då detta avloppsvatten ofta innehåller stora mängder föroreningar. Vidare finns det risk för smittspridning då avloppsvatten från hushåll innehåller fekalier som vid felkopplingar kan spridas vid t.ex. dricksvattentäkter eller på badplatser. Även fast det på vissa platser pågår ett arbete för att spåra och åtgärda felkopplingar av denna typ har det under den här rapportens gång varit svårt att hitta indikationer på att detta skulle vara ett arbete som pågår i större skala.

En åtgärd som utförs för att kompensera för frånvaron av en annan åtgärd kallas för kompensationsåtgärd. Ett vanligt exempel på en kompensationsåtgärd är handel med utsläppsrätter. Där kan t.ex. ett företag köpa rätten att släppa ut mer utsläpp av ett annat företag som då minskar sina utsläpp. Termen kompensationsåtgärd kan tolkas på olika sätt, vilket också är fallet i domstolen genom åren. Ett sätt att se på kompensationsåtgärder skulle kunna vara att man t.ex. kan frångå kravet på LOD om man säkerställer miljönytta på annat sätt. Det kan exempelvis handla om ett fall där man trots LOD inte lyckas rena vattnet tillräckligt och att man då antingen kompletterar eller ersätter LOD med kompensationsåtgärder för att säkerställa att miljökraven ändå nås. Det andra sättet att tolka det på är att en kompensationsåtgärd inte kan möjliggöra en exploatering som annars hade fått avslag. Med den senare tolkningen handlar alltså kompensationsåtgärder snarare om att kunna ställa krav på kompensation vid exploateringar som redan har fått tillstånd, men där skada på miljön visat sig vara oundviklig.

I det här examensarbetet har åtgärdandet av felkopplingar undersökts som en kompensationsåtgärd till anläggandet av dagvattendammar, vilket är ett vanligt exempel på LOD. Detta har gjorts genom att studera relevant teori och rådande lagstiftning, samt genom en fallstudie där en kostnads-nyttoanalys har utförts för de två åtgärdsalternativen. Fallstudien

gjordes för Bällstaån som rinner genom Stockholm, Järfälla och Sundbyberg. Brist på tillgänglig data och underlag har resulterat i att fallstudien behövt avgränsas och att approximationer och antagandet ibland behövt ske.

Undersökningen gällande rådande lagstiftning visade att praxis idag är att kompensationsåtgärder inte kan användas för att tillåta verksamheter som annars hade fått avslag. Detta är en bidragande anledning till att åtgärdandet av felkopplingar är väldigt osannolikt att accepteras som kompensationsåtgärd till att bygga dagvattendammar. Samtidigt visade kostnads-nyttoanalysen att åtgärdandet av felkopplingar, med avseende på vattenkvalitet, är en betydligt mer kostnads-nyttoeffektiv åtgärd jämfört med anläggandet av dagvattendammar. Bristen på undersökningar och studier med avseende på felkopplingar, tillsammans med fallstudiens resultat, är en indikator på att det förmodligen behöver läggas mer resurser inom detta område. Det är också en indikation på att det kan vara värdefullt att ha en diskussion kring kompensationsåtgärders roll i samhället och hur begreppet bäst bör tolkas för att maximera miljönyttan.

Bakgrunden till arbetet kan på ett mer filosofiskt plan sägas ha sin grund i att dagens och framtidens miljöproblem ställer allt högre krav på gemensamma krafttag och förhållningssätt. Eventuellt ställer det också krav på ett mer strategiskt arbetssätt där en prioritering bör göras gällande vilka problem som ger störst resultat per investerad krona. Det skulle exempelvis kunna handla just om att kartlägga vilka källor som ger mest upphov till föroreningsutsläpp och med gemensamma medel säkerställa att det är dessa som åtgärdas först. Det kan låta väldigt simpelt och kanske också självklart, men arbetar vi verkligen på detta sätt idag? Sett ur ett större perspektiv, prioriteras rätt insatser? Möjliggör nuvarande regelverk ett system där de största föroreningskällorna adresseras först? Detta är frågor utan enkla svar, och en diskussion som kantas av etiska och tekniska dilemman. Den här rapporten kommer inte ensamt kunna besvara dessa frågor utan endast utreda en liten aspekt som indirekt kan sägas ha en koppling till frågorna. Rapporten får istället ses som ett medel på vägen för att ge upphov till en diskussion inom området.

## FÖRKORTNINGAR & DEFINITIONER

**BOD:** Mått på mängden biologiskt nedbrytbar substans

**CBA:** Cost–benefit analysis = Kostnads-nyttoanalys

**LOD:** Lokalt omhändertagande av dagvatten.

**MB:** Miljöbalken

**NNV:** Nettonuvärde

**TSS:** Total suspended solids = Total suspenderad substans

**Dagvatten:** Vatten som inte infiltrerar ned i marken

**Duplikat ledningssystem:** Ledningssystem där spill- och dagvatten avleds i separata ledningar

**Kombinerade ledningssystem:** Ledningssystem där spill- och dagvatten avleds i samma ledningar

**Kvalitetsfaktorer:** De faktorer som ligger till grund för en vattenförekomsts status

**Tidshorisont:** Den beräknade livslängden för ett visst åtgärdsalternativ

**Tillåtlighetsbedömning:** en bedömning huruvida en exploatering ska tillåtas på den angivna platsen.

**Vattendirektivet:** Samma sak som ramdirektivet 2000/60/EG. Ett direktiv från EU nivå som reglerar kvaliteten på Europas vattenförekomster.

**Vattenförekomst:** Vattenkropp inom vilken vattenkvaliteten bedöms homogent

**Verksamhetsutövare:** Ansvarig part för den verksamhet eller exploatering som sker

**Ytvattenförekomst:** Enligt vattendirektivet definieras en ytvattenförekomst som ”*en avgränsad och betydande vattenförekomst som till exempel en sjö, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka*”.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

## Innehållsförteckning

<b>REFERAT</b>	<b>i</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>ii</b>
<b>FÖRORD</b>	<b>iii</b>
<b>POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING</b>	<b>iv</b>
<b>FÖRKORTNINGAR &amp; DEFINITIONER</b>	<b>vi</b>
<b>INNEHÅLLSFÖRTECKNING</b>	<b>vii</b>
<b>1. INLEDNING</b>	<b>1</b>
1.1. BAKGRUND	1
1.2. SYFTE	2
1.3. AVGRÄNSNINGAR	2
1.4. DISPOSITION	2
<b>2. TEORI</b>	<b>4</b>
2.1. DAGVATTEN	4
2.1.1. Vad är dagvatten?	4
2.1.2. Dagvattenhantering	5
2.2. LAGSTIFTNING & PRAXIS VID EXPLOATERING	6
2.2.1. EU:s ramdirektiv för vatten	6
2.2.2. Weserdomen	8
2.2.3. Konsekvenser av Weserdomen i Sverige	9
2.2.4. Lag om allmänna vattentjänster (LAV) & Plan- och bygglagen (PBL)	11
2.2.5. Kompensationsåtgärder	13
2.3. LOKALT OMHÄNDERTAGANDE AV DAGVATTEN	19
2.3.1. Dagvattendammar	21
2.4. FELKOPPLINGAR	21
2.4.1. Vad är en felkoppling?	21
2.4.2. Förekomst	23
2.4.3. Konsekvenser	24
2.4.4. Kartlägga felkopplingar	24
2.5. FÖRORENINGSINNEHÅLL	25
2.5.1. Föroreningsinnehåll hos dagvatten	25
2.5.2. Föroreningsinnehåll hos spillvatten	26
<b>3. KOSTNADS- NYTTOANALYS</b>	<b>28</b>
3.1. Syfte och bakgrund	28
3.2. Värderingsmetoder	29
3.3. Genomförande av CBA	29
3.4. Kritik och försvar	32
<b>4. FALLSTUDIE: BÄLLSTAÅN</b>	<b>33</b>
4.1. STEG 1: DEFINITION AV PROJEKT	33
4.1.1. Bällstaån	33
4.1.2. Åtgärdsalternativ	34
4.1.3. Nollalternativet	37
4.1.4. Tidshorisont	38
4.1.5. Diskonteringsränta	38
4.2. STEG 2: KARTLÄGGNING AV NYTTOR OCH KOSTNADER	39
4.2.1. Identifiering av kostnader	39



4.2.2. Identifiering av nyttor	40
4.3. <i>STEG 3: KONVERSION TILL MONETÄRA TERMER</i>	42
4.3.1. Monetär konversion av kostnader	43
4.3.2. Monetär konversion av nyttor	44
4.4. <i>STEG 4: DISKONTERING</i>	47
4.5. <i>STEG 5: NETTONUVÄRDESBERÄKNING</i>	47
4.6. <i>STEG 6: KÄNSLIGHETSANALYS</i>	48
<b>5. DISKUSSION</b>	<b>50</b>
5.1. <i>JURIDIK</i>	50
5.2. <i>ÅTGÄRDA FELKOPPLINGAR OCH ANLÄGGA LOD</i>	50
5.3. <i>RESULTAT OCH TOLKNING AV FALLSTUDIEN</i>	51
5.4. <i>SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH FRAMTIDEN</i>	53
<b>6. SLUTSATSER</b>	<b>55</b>
<b>7. REFERENSER</b>	<b>56</b>

# 1. INLEDNING

## 1.1. BAKGRUND

En ökad urbanisering höjer kraven på samhällets hantering av spill- och dagvatten. Detta beror dels på ett högre flöde av spillvatten (VA SYD, 2018), dels på en ökad mängd föroreningar som följer med dagvatten ut i recipient (Linköpings kommun, 2017). Efter Weserdomen 2015 förtydligades tolkningen av EU:s ramdirektiv för vatten vilket resulterade i striktare miljö kvalitetsnormer för vatten. Den strängare tolkningen innebär att inga projekt eller verksamheter får uppföras om de medför en försämrad vattenkvalitet i recipient (C-461/13, 2015, p).

Ett vanligt sätt att säkerställa att ovanstående krav följs är att tillämpa olika lösningar för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) vid planerad exploatering (Bäckman, 2017). Nederbörd och snösmältning leder till att dagvatten för med sig föroreningar och partiklar ut i recipienten. Genom att upprätta dagvattenanläggningar i anslutning till platsen där dagvattnet uppkommer (dvs. inom planområdet) kan dagvatten samlas upp och behandlas lokalt (Stahre, 2004). De flesta kommuner har idag någon form av krav på LOD-åtgärder då exploatering ska ske (Cus, 2014).

I vissa fall kan det dock tänkas att det finns mer effektiva åtgärder för att säkerställa en god vattenkvalitet. En åtgärd som utförs i syfte att kompensera för frånvaron av en annan åtgärd kallas för en kompensationsåtgärd. Dessa är omdiskuterade och det finns både etiska och juridiska aspekter att ta hänsyn till då en kompensationsåtgärd ska införas. Ett exempel på en kompensationsåtgärd är att anlägga t.ex. en dagvattendamm utanför, istället för innanför, ett planområde i syfte att täcka upp ett större avrinningsområde (Lagerberg *et al.*, 2016). Ett annat exempel på kompensationsåtgärder som används i samhället är handel med utsläppsrätter (Henryson & Rylander, 2006). I det här arbetet kommer åtgärdandet av felkopplingar att undersökas närmare för att se om det skulle kunna tänkas fungera som en kompensationsåtgärd.

En felkoppling innebär att ledningssystemet någonstans har kopplats fel. Här kommer fallet då spillvatten felaktigt kopplats till samma ledningssystem som dagvatten att undersökas. Därmed följer spillvatten med dagvatten obehandlat ut i recipienten, vilket leder till ett läckage av näringsämnen och patogener. Genom att spåra och åtgärda felkopplingar kan utsläpp av obehandlat spillvatten reduceras och på så sätt resultera i förbättrad vattenkvalitet i en recipient (Gustafsson, 2016).

Processen för att åtgärda felkopplingar är dock inte helt rättfram. I praktiken kan det vara både en tids- och resurskrävande process som i slutändan ofta mynnar ut i ett detektivarbete (Marsalek & Panasiuk, 2015). I vilken grad felkopplingar förekommer är inte heller helt fastställt, även om mycket tyder på att det är ett relativt vanligt förekommande problem (Jonsson & Grenholm, 2010; Östersunds-Posten, 2010; Stengård, 2011; Agneskog, 2015; Nykvist, 2016). Vidare kompliceras det ytterligare av att felkopplingar ibland förekommer på privata tomter, vilket innebär att ansvaret för att åtgärda felkopplingen ofta landar hos en privat person som kanske inte alltid kan bära kostnaden (Nykvist, 2016).

Att se åtgärdandet av felkopplingar som en kompensationsåtgärd till LOD kan på flera sätt anses kontroversiellt, både ur en etisk ståndpunkt men också för att det inte är helt förenligt med dagens lagstiftning. Vidare berör åtgärdandet av felkopplingar och LOD olika typer av vatten (spillvatten respektive dagvatten) vilket kan komplicera fallet ytterligare.

Samtidigt kan en diskussion hållas kring hur samhällets gemensamma resurser, såväl ekonomiska som miljömässiga, nyttjas bäst för att uppnå de miljökrav som idag är satta och som i framtiden kan förväntas bli striktare. Kan man tänka sig att mer akuta miljöproblem kan adresseras om fler typer av kompensationsåtgärder tillåts? Om en exploatör kan visa att större miljönytta kan uppnås genom en kompensationsåtgärd, bör detta tillåtas?

## 1.2. SYFTE

Syftet med det här examensarbetet var att, genom en kostnads-nyttoanalys-fallstudie, undersöka om en kompensationsåtgärd skulle kunna vara både mer samhällsekonomiskt försvarbar och samtidigt leda till bättre vattenkvalitet i recipienten jämfört med en LOD-lösning i form av en dagvattendamm. Målet var också att ge upphov till en större diskussion kring kompensationsåtgärder utifrån ett juridiskt och etiskt perspektiv. Den specifika kompensationsåtgärd som undersöktes i fallstudien var åtgärdandet av felkopplingar.

Fallstudien gjordes på ett av Stockholms mest förorenade vattendrag, Bällstaån, och bestod av en kostnads-nyttoanalys (CBA) där två fall undersöktes. Dessa fall var kostnader och nyttan med:

- 1) att åtgärda en felkoppling (kompensationsåtgärd), och
- 2) att lämna felkopplingen men bygga en LOD-lösning (i form av en dagvattendamm).

Vidare har de lagar och förordningar som är av intresse när det kommer till dagvatten och kompensationsåtgärder kartlagts.

## 1.3. AVGRÄNSNINGAR

Fokus i fallstudien har varit att värdera kostnader och nyttor *monetärt*. I de fall en monetär värdering ej varit möjlig har en *kvalitativ* värdering identifierats och beskrivits, men inte utretts vidare på djupet. Det fanns en initial vilja att även utreda de kvalitativa nyttorna mer utförligt, men pga. bristande data och tid var detta dessvärre inte möjligt. Exempel på två stora nyttor som ej värderats monetärt är rekreativa värden samt översvämningsskydd. Detta har resulterat i att fallstudien främst har handlat om en CBA med avseende på vattenkvalitet. Två avgränsningar har alltså gjorts vad gäller värderingen av kostnader och nyttor. Dels en avgränsning kring vilka kostnader och nyttor som värderats monetärt och dels en avgränsning att inte utreda de kvalitativa värdena på djupet.

På grund av tidsbrist har även en avgränsning gjorts att enbart undersöka LOD-lösningar i form av dagvattendammar. Att välja just dagvattendammar kändes motiverat då det är en av de vanligaste formerna av LOD.

## 1.4. DISPOSITION

Examensarbetet inleds med en teoridel, som bygger på en litteraturstudie, där relevant bakgrund och fakta tas upp för att ge en stabil grund till rapportens senare delar. Här behandlas framförallt dag- och spillvatten samt föroreningsinnehåll hos dessa. Vidare ges en

introduktion till felkopplingar och LOD. Slutligen görs en sammanställning av rådande lagstiftning inom området.

Därefter följer en metoddel som bl.a. omfattar ett teoriavsnitt för CBA som metod. Här behandlas t.ex. bakomliggande teori samt en stegvis förklaring till hur en CBA utförs.

I rapportens sista del utförs en fallstudie för Bällstaån, ett vattendrag i Stockholm. Fallstudien utreder, genom en CBA, vilken påverkan åtgärdandet av felkopplingar respektive uppförandet av dagvattendammar har på ån.

Slutligen följer ett avsnitt där resultaten från litteratur- och fallstudien diskuteras och sammanfattas.

## 2. TEORI

### 2.1. DAGVATTEN

#### 2.1.1. Vad är dagvatten?

Det finns varken i Miljöbalken (MB) eller i Lagen om allmänna vattentjänster (LAV) en strikt juridisk definition på vad som klassas som dagvatten. I förarbetet som ledde fram till LAV definieras dock dagvatten enligt ”Med dagvatten avses tillfälliga flöden av exempelvis regnvatten, smältvatten, spolvatten och framträngande grundvatten” (Persson & Sahlin, 2006). Naturvårdsverket definierar istället dagvatten som; ”Nederbörsvatten, dvs. regn- eller smältvatten, som inte tränger ned i marken, utan avrinner på markytan” (NFS 2016:6).

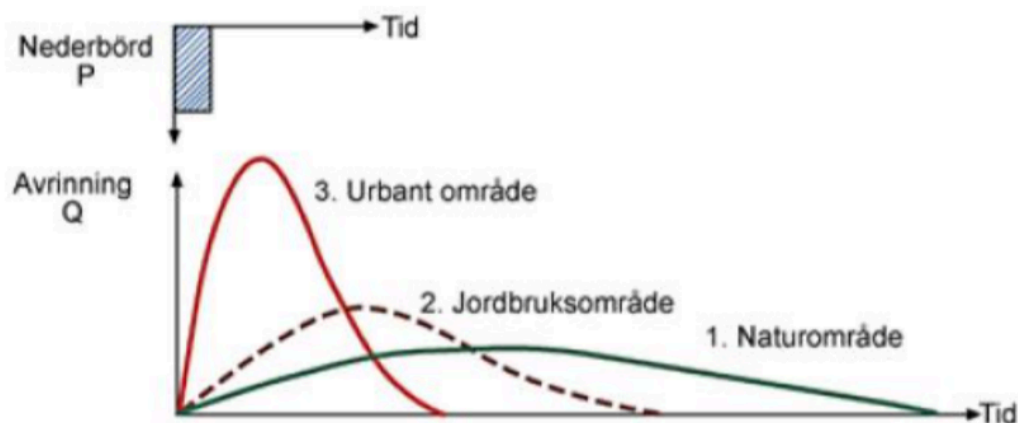
Då naturmark hårdgörs hindras dagvattnet från att infiltrera ned i marken samtidigt som avrinningstiden förkortas då naturliga diken och svackor försvinner. Istället förs dagvattnet vidare via konstgjorda diken eller ledningar till antingen recipient eller reningsverk (Linköpings kommun, 2017). Båda dessa fall kan dock vara problematiska. Örenat dagvatten som leds till recipient kan ge upphov till exempelvis negativ påverkan på växt- och djurliv, förorening av bottnar och ge höjda halter av näringsämnen. Dagvatten som istället leds till avloppsreningsverk resulterar i att slammet från reningsverket blir svårare att återanvända till gödsling av åkermark (Stockholm vatten och avfall, 2014). Dessutom är dagvatten en stor belastning på avloppsreningsverken. Exempelvis utgörs ca 40 % av flödet till Henriksdals avloppsreningsverk i Stockholm av dagvatten (Krögerström, 2010). Önskvärt är alltså att leda dagvattnet till en recipient men att rena det innan utloppet, exempelvis via en dagvattenanläggning. På så vis undviks överbelastning av reningsverken samtidigt som dagvattnet som går ut i recipient har renats från föroreningar.

Hur mycket dagvatten som bildas varje år varierar mellan olika platser och tider på året. För att få en uppfattning om mängden dagvatten illustreras följande exempel:

*Exempel:*

*Enligt SMHI (2017) är medelårsnederbörden i Sverige mellan 500 – 800 millimeter. Om det antas att nederbörden för en given plats är 700 millimeter under ett år innebär det att det för varje kvadratmeter under det året bildas 700 liter nederbörd. Hustak är en vanlig form av hårdgjord yta. På ett hustak med måtten 10\*15 meter skulle det då bildas 105 000 liter vatten under ett år. Ungefär 80 % av vattnet på ett hustak blir till dagvatten. På ett år skulle det alltså bildas 84 000 liter dagvatten från motsvarande hustak, vilket är samma sak som 84 kubikmeter (Dagvattenguiden, 2017). Detta kan jämföras med ett vanligt badkar som rymmer cirka 0,15 kubikmeter vatten. Det skulle med andra ord krävas 560 fyllda badkar för att rymma allt dagvatten som hustaket ger upphov till under ett år.*

Hårdgjorda ytor ger alltså upphov till mycket dagvatten som måste tas hand om. Figur 1 visar hur snabbt dagvatten rinner av olika typer av markområden.



Figur 1: Graf över hur avrinning av nederbörd från olika markområden (Linköpings kommun, 2017). Tillstånd för publicering har erhållits.

### 2.1.2. Dagvattenhantering

Det konventionella sättet att omhänderta dagvatten är alltså genom att låta dagvattnet ledas direkt till recipient eller till ett reningsverk, i båda fallen oftast via det kommunala ledningssystemet (Linköpings kommun, 2017).

Kortfattat kan ansvarsfördelningen vad gäller dagvattenhantering beskrivas som att VA-huvudmannen ansvarar för all hantering av dagvatten utanför ett fastighetsområde medan fastighetsägaren ansvarar för hanteringen av dagvatten innanför fastighetsområdet (Christensen, 2015). Denna roll- och ansvarsfördelning beskrivs i lagen om allmänna vattentjänster (LAV), vilken utredas närmare under kapitel 2.2.4.

I Sverige började hantering av dagvatten bli ett problem först på 1950-talet då tätorterna expanderade. Utbyggnad och förtätning gav upphov till ökade arealer av hårdgjorda ytor i form av tak och asfalterade vägar, vilken i sin tur resulterade i ökade mängder dagvatten (Staaf *et al.*, 2004). Fram till dess hade framförallt kombinerade ledningssystem använts, där spill- och dagvatten avleddes i gemensamma ledningar, men pga. ökade dagvattenflöden riskerade nu ledningarna överfyllas och leda till översvämningar (Nationalencyklopedin, 2018b). De gav också upphov till att reningsverken blev hårt belastade (Stahre, 2004). Efter 1950-talet anlades därför nästan uteslutande duplikata och separata ledningssystem. I ett duplikat ledningssystem, som idag utgör över 80 % av ledningarna i Sverige, avleddes spill- och dagvatten i separerade ledningar. I ett separat ledningssystem avleddes dagvatten genom naturliga vägar, exempelvis via diken vilket resulterar i att endast spillvatten belastar ledningssystemet (Nationalencyklopedin, 2018b).

Under 1960- och 1970-talet fanns en målsättning att dessutom byta ut samtliga kombinerade ledningssystem mot duplikata ledningssystem, något som dessvärre visade sig vara svårt att genomföra både praktiskt och ekonomiskt (Nationalencyklopedin, 2018b). En konsekvens av detta är att många städer idag har duplikata ledningssystem i de nyare delarna av staden, medan de äldre mer centrala delarna fortfarande består av kombinerade ledningssystem. Trots att kombinerade ledningssystem idag endast utgör en minoritet av de totala ledningarna ger de fortfarande upphov till negativa miljöeffekter. Vid höga dagvattenflöden kvarstår risken för

översvämning, försämrade rening på reningsverken och i värsta fall bräddning där obehandlat spillvatten når recipienten (Stahre, 2004).

Med detta som bakgrund har det på senare år blivit vanligare att prata om lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). Mer om det i kapitel 2.3.

## 2.2. LAGSTIFTNING & PRAXIS VID EXPLOATERING

### 2.2.1. EU:s ramdirektiv för vatten

EU:s ramdirektiv för vatten (hädanefter vattendirektivet) antogs år 2000 och samtliga EU-medlemsstater har förbundit sig till det genom att införa det i respektive lands lagstiftning (Berghult, 2016). I Sverige implementerades vattendirektivet i lagstiftningen år 2004 (Valinia *et al.*, 2013) genom att dels föras in i miljöbalken, dels genom en särskild vattenförvaltningsförordning (Linköpings kommun, 2017).

Vattendirektivets syfte är att ge upphov till en holistisk syn på Europas vattenresurser samt att skapa en mer samlad politik kring och förvaltning av dessa (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). En viktig princip i vattendirektivet är att gränsdragningen för t.ex. en sjö utgår från dess avrinningsområde och inte från administrativa gränser (Havs- och vattenmyndigheten, 2013).

Enligt vattendirektivet ska alla vattenförekomster i Sverige tilldelas en vattenstatus (statusklassning) samt en miljö kvalitetsnorm. Medan vattenstatusen redogör för vattenförekomstens nuvarande tillstånd är miljö kvalitetsnormen ett mål på vilken vattenstatus vattenförekomsten ska ha uppnått vid en given tidpunkt (Linköpings kommun, 2017).

Vattenstatusen delas in i *Ekologisk status*, *Ekologisk potential* och *Kemisk ytvattenstatus* där de två förstnämnda är likartade. Ekologisk status används som mått för naturliga vattenförekomster medan ekologisk potential används som mått för konstgjorda eller kraftigt modifierade vattenförekomster (NFS 2008:1).

Den kemiska ytvattenstatusen regleras främst av halterna av så kallade ”prioriterade ämnen” i vattenförekomsten (Lagerberg *et al.*, 2016). Statusen bestäms alltså utifrån mätningar av olika ämnen listade i vattenförvaltningsförordningen (VISS, 2016c), som i sin tur har sin grund i en bilaga till vattendirektivet (Naturvårdsverket, 2007). Kemiska statusen har två klasser, antingen ”God” eller ”Uppnår ej god” (VISS, 2016c).

Processen för att ta fram den ekologiska statusen/potentialen, som beskriver kvaliteten på växt- och djurlivet, är mer invecklad. Denna bedöms utifrån olika kvalitetsfaktorer där respektive kvalitetsfaktor består av olika bedömningsparametrar (Lagerberg *et al.*, 2016). Det finns totalt 14 stycken kvalitetsfaktorer, fördelade över tre kategorier - biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer (tabell 1). Dessa bedöms utifrån en femgradig klassificeringsskala med klasserna ”Hög status”, ”God status”, ”Måttlig status”, ”Otillfredsställande status” och ”Dålig status”.

De olika kvalitetsfaktorerna vägs samman så att varje kategori får en samlad status. Generellt så är det den kvalitetsfaktor med lägst status i varje kategori som styr kategorins sammanlagda status (”sämst styr”). De tre kategorierna viktas sedan olika (där de biologiska kvalitetsfaktorerna viktas högre än de andra två kategorierna) vilket slutligen genererar en sammanvägd ekologisk status/potential enligt samma femgradiga skala (VISS, 2016b).

Tabell 1: Samtliga kvalitetsfaktorer och deras kategorier vid bedömning av ekologisk status/potential.

Kvalitetsfaktorer	Kategori
Bottenfauna	Biologiska
Makroalger	Biologiska
Makrofyter	Biologiska
Kiselalger	Biologiska
Växtplankton	Biologiska
Fisk	Biologiska
Näringsämnen	Fysikalisk-kemiska
Ljuförhållanden	Fysikalisk-kemiska
Syrgasförhållanden	Fysikalisk-kemiska
Försurning	Fysikalisk-kemiska
Syntetiska förorenande ämnen i betydande mängd	Fysikalisk-kemiska
Kontinuitet	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer
Hydrologisk regim	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer
Morfologiska förhållanden	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Vattenförekomstens status bestäms i slutändan av dess ekologiska status eller dess kemiska status, beroende på vilken som är sämst. Någon sammanvägning av dessa två, till en gemensam status för vattenförekomsten görs inte. Detta då den ekologiska och kemiska statusen har olika skalor (Naturvårdsverket, 2007).

*Exempel:*

*Sundstastjärn (en sjö i Karlstad) nuvarande vattenstatus är Otillfredsställande ekologisk status och uppnår ej god kemisk ytvattenstatus. Dess miljö kvalitetsnorm är God ekologisk status 2027 samt att den ska inneha God kemisk ytvattenstatus (VISS, 2017b).*

Det övergripande målet med vattendirektivet är att samtliga ytvattenförekomster inom EU ska uppnå vattenstatusen *god status* och miljö kvalitetsnormerna kan därför ses som delmål för att säkerställa att vägen leder till slutmålet (Lagerberg *et al.*, 2016).

Att nå dit är dock inte alltid en rättfram process. För att klassas som ett vatten med god ekologisk status måste vattnet återställas till ett *referenstillstånd* där endast små förändringar från det *opåverkade tillståndet* är tillåtet. Det opåverkade tillståndet är svårt att mäta och inte heller helt enkelt att definiera. Historisk data kan saknas och naturliga förhållanden kan ha förändrats genom exempelvis landhöjning (Valinia *et al.*, 2013). Vidare kan ett opåverkat tillstånd definieras på olika sätt. Är det helt utan mänsklig inverkan och isåfall, vilken tidpunkt ska användas? Före eller efter den industriella revolutionen? Eller är den neolitiska revolutionen en bättre hållpunkt? Hur det opåverkade tillståndet ska definieras formuleras inte i vattendirektivet, vilket öppnat upp för tolkningsmöjligheter (Valinia *et al.*, 2013).

Alla ytvattenförekomster som ej innehar statusen god vattenstatus ska förutom en miljö kvalitetsnorm också inneha en åtgärdsplan för hur miljö kvalitetsnormen skall nås (Länsstyrelsen Västerbotten, 2016).



### 2.2.2. Weserdomen

Weserdomen har kommit att bli namnet på den vägledande dom som EU-domstolen fastslog 1 juli 2015. Målet rörde en utbyggnad av floden Weser i Norra Tyskland som utgör en federal vattenväg. Utbyggnaden skulle bestå av tre delprojekt som på olika platser i floden skulle göra floden djupare och bredare med avsikt att låta större containerfartyg ta sig igenom (C-461/13, 2015, p).

För att åstadkomma detta planerades att muddra utvalda delarna av floden. Ur ett miljöperspektiv skulle följderna av detta bl.a. bli ökade strömningshastigheter, förändrade tidvattennivåer och ökade salthalter i nedre delarna av floden. I det stora hela skulle projekten påverka den ekologiska statusen i floden (Grahn, 2016).

Vatten- och sjöfartsförvaltningen i Tyskland bedömde att projekten skulle kunna leda till att aktuell status hos vissa kvalitetsfaktorer i floden skulle försämrats. De ansåg dock att dessa försämringar ej skulle vara tillräckliga för att den totala ekologiska statusen skulle påverkas och ansåg därför att projekten var förenliga med vattendirektivet (Lagerberg *et al.*, 2016). En tysk förening för miljö- och naturskydd (BUND) överklagade beslutet och menade att projektens miljöpåverkan inte var förenligt med vattendirektivet. Den federala förvaltningsdomstolen som prövade ärendet menade att det var en fråga om hur vattendirektivet skulle tolkas och skickade därför följande fyra frågor till EU-domstolen (C-461/13, 2015, p):

- 1) *”Ska artikel 4.1 a i i direktiv 2000/60 tolkas så, att medlemsstaterna – med förbehåll för att undantag kan beviljas – är skyldiga att avslå ansökan om tillstånd till ett projekt, om projektet kan orsaka en försämring av statusen hos en ytvattenförekomst, eller utgör denna bestämmelse enbart ett mål för förvaltningsplaneringen?”*
- 2) *”Ska begreppet ’försämring av statusen’ i artikel 4.1 a i i direktiv 2000/60 tolkas så, att det bara omfattar sådana negativa förändringar som leder till klassificering i en lägre klass enligt bilaga V i direktivet?”*
- 3) *”För det fall fråga 2 besvaras nekande: Under vilka förutsättningar föreligger en ’försämring av statusen’ i den mening som avses i artikel 4.1 a i i direktiv 2000/60?”*
- 4) *”Ska artikel 4.1 a ii och iii i direktiv 2000/60 tolkas så, att medlemsstaterna – med förbehåll för att undantag kan beviljas – är skyldiga att avslå en ansökan om tillstånd till ett projekt, om projektet äventyrar uppnåendet av en god status hos en ytvattenförekomst eller en god ekologisk potential och en god kemisk ytvattenstatus vid den tidpunkt som anges i direktivet, eller utgör bestämmelsen enbart ett mål för förvaltningsplaneringen?”*

På första och fjärde frågan svarade EU-domstolen att, om inte särskilt undantag givits, är medlemsstaterna skyldiga att avslå projekt som kan ge upphov till *försämrad* status hos en ytvattenförekomst. De är också skyldiga att ge avslag om projektet *äventyrar* att försvåra arbetet med att nå nivåerna god status, god ekologisk potential eller god kemisk status hos ytvattenförekomsten. Med andra ord, medlemsstaterna är enligt vattendirektivet skyldiga att dels förebygga en försämring men också att förbättra befintlig vattenstatus. Dessa uppdrag är skilda från varandra, dvs. uppdraget att förebygga en försämring av vattenstatusen är inte endast ett medel på vägen för att nå god status (C-461/13, 2015, p).

På andra och tredje frågan svarade EU-domstolen att en ”försämring av status” har skett så fort minst en av kvalitetsfaktorerna (beskrivna i vattendirektivet) försämras med en klass. Detta oavsett om den ekologiska statusen påverkas eller ej. I det fall då kvalitetsfaktorn redan innehar lägsta klassificeringen innebär varje försämring hos denna även en försämring av status hos ytvattnet (C-461/13, 2015, p).

### 2.2.3. Konsekvenser av Weserdomen i Sverige

Sverige som medlemsstat är skyldigt att följa vattendirektivet och utfallet från Weserdomen (Grahn, 2016). För att göra detta har Sverige inrättat fem vattenmyndigheter som tillsammans ansvarar för varsitt vattendistrikt (Lagerberg *et al.*, 2016) och som stöds av Havs- och vattenmyndigheten (HaV) (Berghult, 2017). Distrikten är i huvudsak indelade efter fem stora avrinningsområden som sträcker sig över flera län. Vattenmyndigheterna ansvarar för att varje distrikt efterlever vattendirektivet och sätta miljö kvalitetsnormer (TT, 2004). Detta görs genom regelbunden kontroll av vattenkvalitet, fastställande av miljö kvalitetsnormer (Wall, 2015) samt inrättande av åtgärdsprogram då situationen kräver sådan (TT, 2004).

Det har ifrågasatts huruvida miljöbalken innefattar Weserdomens tolkning av icke-försämringskravet, dvs. att en försämring av status har skett så fort en kvalitetsfaktor får en lägre klass. Tidigare har icke-försämringskravet för ekologisk status/potential i svenska domstolar tolkats som att det är vattenförekomstens sammanvägda status som räknas (Lagerberg *et al.*, 2016). Mark- och miljööverdomstolen har dock bedömt att miljöbalken ska tolkas EU-konformt (Sörngård, 2017), vilket har föranlett att HaV också utgår från att det är kvalitetsfaktorerna och inte den sammanvägda statusklassen som styr huruvida en försämring av status har skett (Grahn, 2016).

Weserdomens utfall innebär också att det i tillståndsansökningar måste redovisas att den tilltänkta exploateringen ej kommer äventyra vattenförekomstens chanser att uppnå givna miljö kvalitetsnormer, samt vilka åtgärder som kommer vidtas för att säkerställa detta (Lagerberg *et al.*, 2016).

Praxis i Sverige har därför blivit en tvådelat prövning i rättsväsendet. Verksamhetsutövaren måste dels visa att ingen kvalitetsfaktor kommer få en lägre status, dels visa att exploateringen ej kommer äventyra vattenförekomstens chanser att i framtiden nå god status. Då det inte är fastställt hur det ska visas om en exploatering äventyrar en vattenförekomsts chanser att nå god status har detta givit upphov till olika tolkningsmöjligheter samt komplicerade fall (Sundelin, 2018a).

Under hösten 2017 gick det ut en promemoria om vattenmiljö och vattenkraft från Regeringskansliet som bl.a. syftade till att förtydliga Sveriges införlivande av ramdirektivet och i synnerhet delen om hur god vattenstatus ska nås (Regeringskansliet, 2017). I promemorian gjordes tolkningen att för en vattenförekomst som inte innehar god status anses en exploatering *äventyra* chanserna att nå en sådan så fort risk föreligger att en kvalitetsfaktor försämras, även om försämringen sker inom samma statusklass (Pehrson *et al.*, 2017; Sundelin, 2018a). Detta oavsett hur övriga kvalitetsfaktorer, eller hur vattenförekomsten i helhet, skulle påverkas. Förslaget gav alltså inte utrymme för en sammantagen bedömning av exploaterings påverkan. Promemorian kritiserades starkt från flera håll under remissrundan (Jansson, 2017; Pehrson *et al.*, 2017; Stattin, 2017; Ekman, 2018).

I den proposition som nu föreligger har förslaget skrivits om vilket resulterat i en mindre strikt tolkning av Weserdomen. I propositionen finns skrivningar som kan tolkas som att mindre förändringar inom samma statusklass ej bör anses äventyra vattenförekomstens chanser att uppnå god status och att en bedömning ska göras från fall till fall (Sundelin, 2018b). Sammantaget kan det sägas att en förändring inom samma statusklass fortfarande *kan* utgöra ett äventyr för vattenförekomstens chanser att nå god status och därmed förhindra exploateringen. Detta ska dock undersökas och bedömas utifrån huruvida vattenförekomsten som *helhet* riskerar att inte nå god status.

För att exploateringen ska bli av krävs alltså att utsläppen till vattenförekomsten, även efter exploateringen, *går* att minska till den grad att kvalitetsfaktorn uppnår god status. Dvs. om utsläppen initialt behövde minskas med 30 % för att en specifik kvalitetsfaktor skulle uppnå god status och den planerade exploateringen skulle göra att dessa utsläpp ökar med ytterligare 5 %, krävs att den sökande kan visa att det *går* att vidta åtgärder för att minska vattenförekomstens totala belastning av dessa utsläpp med 35 % (Sundelin, 2018a). Det finns inget krav på att den sökande måste vidta åtgärderna men ett tänkbart scenario är att detta i praktiken ändå leder till att t.ex. utsläpp "köps" mellan industrier inom samma avrinningsområde.

Vem som faktiskt har bevisbördan att visa att en förändring inom samma statusklass äventyrar/inte äventyrar en vattenförekomstens möjlighet att uppnå god status är inte heller helt självklart. Det går att tolka som att det är den sökande som ska visa detta. Ett annat sätt att tolka det på, som bl.a. Sundelin (2018b) har gjort, är att om exploateringen ska anses utgöra ett äventyr är det myndigheterna som ska visa att det finns planerade och beslutade åtgärder som innebär att god status kommer uppnås om inte den planerade exploateringen tillåts. Det skulle med en sådan tolkning alltså vara myndigheterna som har bevisbördan.

EU-medlemsstater har möjlighet, men inte skyldighet, att besluta om undantag från kravet om god status. I Weserdomen lyfts detta specifikt för fallet med ny verksamhet. För att ett undantag skall medges krävs att det är fysiska förändringar från exploateringen som föranleder att god status inte kan uppnås eller att en försämring (inom samma statusklass) sker. Undantag kan också medges om de fysiska förändringarna försämrar en vattenförekomst status från hög till god. Det är dock inte tillåtet att, även med ett undantag, försämrastatusen lägre än till god status. Det görs således en skillnad mellan att *uppnå* god status och att *försämrastatus* nuvarande status, där det förstnämnda kan tillåtas men det sistnämnda endast tillåts från hög till god. För att undantag ska ges krävs dessutom att vissa kriterier uppfylls. Verksamheten ska vara av stort allmänt intresse och dess ändamål inte gå att uppnå på ett mer miljövänligt sätt pga. tekniska skäl eller orimliga kostnader. Utöver detta krävs dessutom att alla rimliga åtgärder vidtas för att minimera de negativa effekterna (Grahn, 2016). Dessa beskrivs i sin helhet i 4 kap. 11 § vattenförvaltningsförordningen, se kapitel 2.2.5.

Prövning om undantag görs av vattenmyndigheten medan vanliga tillståndsprövningar görs av annan instans. Detta har gjort att tillämpning av undantag försvårats (Lagerberg *et al.*, 2016). Exempelvis kan inte samma instans i en process bedöma att en exploatering förvisso strider mot icke-försämringskravet men ändå skulle kunna tillåtas genom undantagsregeln. Istället krävs två processer med två olika instanser för att nå beslutet (Grahn, 2016), något EU-kommissionen kritiserat Sverige för (Lagerberg *et al.*, 2016)

Ovanstående föranleder också krav på mer detaljerat underlag av verksamhetsutövaren. Exempelvis måste verksamhetsutövaren kunna visa exploaterings påverkan på enskilda

kvalitetsfaktorer. Bevisbördan vid dessa prövningar är dessutom omvänd vilket innebär att det generellt är verksamhetsutövaren som är ansvarig att bevisa att exploateringen går i linje med de lagar och förordningar som gäller (Lagerberg *et al.*, 2016).

Icke-försämringskravet kan också ha stor betydelse när det kommer till valet av plats för en exploatering. I fall gällande dagvattenhantering kan det exempelvis vara svårt att inte ge upphov till någon försämring om exploateringen sker på naturmark där dagvattnet initialt innehåller väldigt lite föroreningar (Jutterström & Pantzar, 2017). Trots nyttjandet av LOD kan det då vara svårt att få ner föroreningsbelastningen hela vägen till den nivå som var innan exploateringen (Mölnålsåns vattenråd, 2010; Olofsson, 2018). Sker exploateringen istället på exempelvis en gammal industrimark där förorenat dagvatten sedan tidigare släppts ut oronat krävs det inte lika omfattande åtgärder för att säkerställa att en försämring ej kommer att ske.

Då icke-försämringskravet till stor del beror på platsens initiala dagvattenförutsättningar varierar alltså måttstocken för huruvida icke-försämringskravet nås med platsen där exploateringen sker. Det kan i praktiken leda till att det på en plats läggs stora resurser på att rena relativt rent dagvatten medan det på en annan plats läggs minimala resurser på att rena kraftigt förorenat dagvatten. Hur detta skulle kunna tänkas spela en roll i fallet med kompensationsåtgärder återkommer jag till i diskussionen under kapitel 5.4.

#### **2.2.4. Lag om allmänna vattentjänster (LAV) & Plan- och bygglagen (PBL)**

Ytterligare två lagar av betydelse då frågor om dagvatten och exploatering diskuteras är LAV samt PBL. Dessa beskrivs här endast kortfattat.

I LAV fastställs roll- och ansvarsfördelningen gällande tillhandahållandet av vattenförsörjning och avloppshantering. LAV omfattar följande VA-tjänster:

- Spillvattenavledning
- Dricksvattenförsörjning
- Dagvattenavledning

Kommunen ansvarar för att upprätta ett verksamhetsområde, vilket är ett geografiskt område där det råder särskilda regler om användarnas respektive VA-huvudmannens rättigheter och förpliktelser. I stort innebär LAV att VA-huvudmannen ansvarar för all tillhandahållning och hantering av VA-tjänster fram till förbindelsepunkten då de kommunala ledningarna övergår till fastighetsägarens. Fastighetsägaren ansvarar i sin tur för ledningarna från fastigheten till förbindelsepunkten, samt att ta hand om dagvattnet inom fastighetsområdet (Christensen, 2015).

PBL kan ses som kommunens verktyg att styra nyttjandet av stadens mark och vatten. Genom PBL kan kommunen ge bifall eller avslag på bygglovsansökningar för exploateringsprojekt. PBL har liksom miljöbalken till syfte att värna om en hållbar utveckling, detta görs exempelvis genom att PBL hänvisar till att miljökvalitetsnormerna ska följas för att tillstånd skall ges. En annan viktig princip ur miljösynpunkt är att PBL uttrycker att mark och vatten endast får användas till det eller de ändamål de är mest lämpade för. Det innebär att innan bygglov ges måste hänsyn tas till vattenförhållanden, möjligheter att förebygga vattenföroreningar etc. (Christensen, 2015).

En detaljplan är ett detaljerat dokument som fastställer hur mark och vatten inom ett område (kallat planområde) ska brukas. Det innehåller alltid en plankarta, med tillhörande beskrivning, över planområdet men kan också inkludera fler dokument. Detaljplanen meddelar vilka exploateringar en verksamhetsutövare får och inte får göra inom planområdet. I PBL finns beskrivet vid vilka situationer en detaljplan skall upprättas och att det är kommunens ansvar att ta fram dessa (Boverket, 2016). En detaljplan behöver alltså inte alltid upprättas, det är främst vid större exploateringar där PBL kräver en sådan. Kommunen kan välja att anta detaljplaner ändå, men även om själva antagandet i detta fall är frivilligt blir detaljplanen juridisk bindande så fort den antagits (Falkenbergs kommun, 2016). Processen för att anta en detaljplan består av flera steg där en viktig aspekt är att detaljplanen ska samrådats med Länsstyrelsen, som i slutändan också har möjlighet att överpröva beslutet (Boverket, 2018). Länsstyrelsen har här ansvar för att representera statens intressen. De ska särskilt bevaka bl.a. miljökvalitetsnormer och riksintressen (Boverket, 2017b)

Vid ansökan om exploatering prövas ansökan mot en eventuell detaljplan för att se att den tänkta exploateringen inte motstrider det som står i detaljplanen. Om en detaljplan inte finns för planområdet prövas platsens lämplighet för exploateringen (Boverket, 2017a). Planområdets förutsättningar för dagvattenhanteringen blir avgörande för vilka exploateringar som får ske (Boverket, 2015). Vad som får stå i detaljplanen regleras närmre i PBL 4 kap 12§ och 4 kap 14§.

#### **4 kap. Plan- och bygglagen**

**12 §** *”I en detaljplan får kommunen bestämma*

- 1. skyddsåtgärder för att motverka markföroreningar, olyckor, översvämning och erosion,*
- 2. skyddsåtgärder för att motverka störningar från omgivning, och*
- 3. om det finns särskilda skäl för det, högsta tillåtna värden för störningar genom luftförorening, buller, skakning, ljus eller andra olägenheter som omfattas om 9 kap. miljöbalken.”*

**14 §** *”I en detaljplan får kommunen bestämma att lov eller startbesked för en åtgärd som innebär en väsentlig ändring av markens användning endast får ges under förutsättning att*

- 1. en viss anläggning för trafik, energi- eller vattenförsörjning eller avlopp, som kommunen inte ska vara huvudman för, har kommit till stånd,*
- 2. Ett visst byggnadsverk på tomten har rivits, byggts om, flyttats eller fått den ändrade användning som anges i planen,*
- 3. Utfarten eller annan utgång från fastigheten har ändrats,*
- 4. Markens lämplighet för bebyggelse har säkerställts genom att en markförorening har avhjälppts eller en skydds- eller säkerhetsåtgärd har vidtagits på tomten,*
- 5. Åtgärder som förebygger olägenheter från omgivningsbuller har vidtagits”*

Det får i detaljplanen inte uttryckligen stå att dagvattenhanteringen måste lösas med LOD (Christensen, 2015). Det kan däremot stå krav på att dagvatten från planområdet inte får skapa olägenheter varken inom eller utanför planområdet (Boverket, 2015) eller att dagvattnet från planområdet inte får kopplas till dagvattenledningarna (Täby kommun, 2017). Vidare kan kommunen styra dagvattenhanteringen inom ett planområde genom att t.ex. reglera krav på markens genomsläpplighet (Boverket, 2015). Ovanstående kan alltså resultera i indirekta krav

på användandet av LOD-lösningar. Detaljplanen kan därför sägas vara frånstyrande och inte tillstyrande, dvs. det är inte tillåtet att exploatera marken på annat sätt än föreskrivet men den kan inte uttryckligen tvinga fram hur saker ska ske. Med andra ord, det är inte tillåtet att skriva att det t.ex. ska vara LOD på ett visst område (Christensen, 2015).

Weserdomen har fört med sig att det ställs högre krav på detaljplaner och att dessa blivit striktare. Det har också blivit svårare att ta fram en detaljplan för ett planområde med känsliga vattenförekomster. Detta då detaljplaner påverkar miljö kvalitetsnormerna på flera sätt. Detaljplaner ger exempelvis ofta upphov till exploateringar som resulterar i ökade andelar hårdgjorda ytor. Som tidigare nämnts innebär en ökad andel hårdgjorda ytor också en ökad ytvattenavrinning med medföljande dagvattenföroreningar. Vidare ska detaljplaner även omfatta och hantera eventuella negativa effekter på vattenförekomster utanför planområdet. Därför ställer detaljplaner numera högre krav på skyddsåtgärder inom planområdet, vilket också kan ses som indirekta krav på LOD-lösningar (Lagerberg *et al.*, 2016).

### 2.2.5. Kompensationsåtgärder

Beroende på hur begreppet ”kompensationsåtgärder” tolkas kan det innebära olika saker. Principiellt handlar det dock om att kompensera en exploaterings negativa miljöpåverkan genom olika former av gottgörelse. Exempelvis kan det handla om att förlorade naturvärden i ett område kompenseras genom att skapa nya naturvärden i andra områden (Naturvårdsverket, 2016). En kompensationsåtgärd kan också handla om att upprätta skyddsåtgärder utanför planområdet istället för innanför (Lagerberg *et al.*, 2016).

Exploateringar som annars hade varit svåra att genomföra skulle då med användning av kompensationsåtgärder i vissa fall kunna möjliggöras (Lagerberg *et al.*, 2016). Kompensationsåtgärder kan också ses som en möjlighet att ställa krav på kompensation vid exploateringar som orsakar skada på miljön, enligt principen att förorenaren betalar (Naturvårdsverket, 2016). Kompensationsåtgärder kan således tolkas som en ”möjlighet” åt båda hållen, dels en möjlighet för myndigheter att kräva kompensation från verksamhetsutövare men också en möjlighet för verksamhetsutövare att genomföra exploateringar som annars inte hade varit möjliga.

Det finns en rad internationella konventioner och principer samt EU-bestämmelser som tillsammans påverkar den svenska lagstiftningens reglering av kompensationsåtgärder. Exempel på några internationella konventioner och EU-bestämmelser som har kopplingar till den svenska regleringen är ”Principen om att förorenaren betalar”, ”Försiktighetsprincipen”, ”Fågeldirektivet” och ”Vattendirektivet” (Naturvårdsverket, 2016).

I svensk lagstiftning regleras frågan om kompensationsåtgärder genom miljöbalken. Nedan redogörs kortfattat de kapitel där kompensationsåtgärder behandlas.

## 16 kap. Allmänt om prövningen

- 9§ *”Tillstånd eller dispens och upphävande av tillstånd eller dispens får förenas med skyldighet att utföra eller bekosta*
1. *särskild undersökning av berört område,*
  2. *särskilda åtgärder för att bevara berört område, och*
  3. *särskilda åtgärder för att kompensera det intrång i allmänna intressen som verksamheten medför*

*Denna paragraf innebär inte någon inskränkning av en avhjälpandeansvarigs skyldigheter enligt 10 kap. Lag (2007:660)”*

Paragrafen kan ses som en allmän bestämmelse om kompensationsåtgärder (Lagerberg *et al.*, 2016) och det är då framförallt punkt två och tre som är avses relevanta (Kolb, 2015).

Paragrafen kan användas för att påtvinga krav på kompensationsåtgärder om en exploatering förväntas göra intrång på det allmänna intresset. Med ”allmänna intresset” avses här främst naturvårdsintressen (Naturvårdsverket, 2016).

## **2 kap. Allmänna hänsynsregler m.m.**

**7§** *”Kraven i 2-5 §§ och 6 § första stycket gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder. När det är fråga om en totalförsvarsverksamhet eller en åtgärd som behövs för totalförsvaret, ska vid avvägningen hänsyn tas även till detta förhållande.*

*Trots första stycket ska de krav ställas som behövs för att följa en miljökvalitetsnorm som avses i 5 kap. 2 § första stycket 1. Om det finns ett åtgärdsprogram som har fastställts för att följa normen, ska det vara vägledande för bedömningen av behovet.*

*Vid prövning av tillåtlighet, tillstånd, godkännande eller dispens för en verksamhet eller åtgärd som ger en ökad förorening eller störning och kan antas på ett inte obetydligt sätt bidra till att en miljökvalitetsnorm som avses i 5 kap. 2 § första stycket 1 inte följs, får verksamheten eller åtgärden vid avvägningen enligt första och andra styckena tillåtas om den*

- 1. är förenlig med ett åtgärdsprogram som fastställts för att följa normen,*
- 2. förenas med villkor om att vidta eller bekosta kompenserande åtgärder som ökar möjligheterna att följa normen i en utsträckning som inte är obetydlig, eller*
- 3. trots att den försvårar möjligheterna att följa miljökvalitetsnormen på kort sikt eller i ett litet geografiskt område, kan antas ge väsentligt ökade förutsättningar att följa normen på längre sikt eller i ett större geografiskt område. Lag (2010:882)”*

**8 §** *”Alla som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som medfört skada eller olägenhet för miljön ansvarar till dess skadan eller olägenheten har upphört för att denna avhjälpas i den omfattning det kan anses skäligt enligt 10 kap. I den mån det föreskrivs i denna balk kan istället skyldighet att ersätta skada eller olägenheten uppkomma.”*

Kapitel 2 i miljöbalken beskriver de allmänna hänsynsreglerna. Principen bakom dessa är att förebygga negativa effekter och att öka miljöhänsynen vid exploatering (Länsstyrelsen Blekinge län, 2010).

I 2 kap. 8 § MB hänvisas frågan om ansvarets omfattning till kap. 10. MB där det framgår att om exploateringen medför olägenheter skall detta i skälig omfattning avhjälpas av ansvarig verksamhetsutövaren. Med avhjälpning menas att sätta in nödvändiga åtgärder för att

förhindra eller motverka olägenheterna. I de fall då avhjälpning inte är möjligt kan krav på kompensationsåtgärder ställas med stöd av 2 kap. 8 § MB (Lagerberg *et al.*, 2016).

2 kap. 7 § MB inleds med en ”skälighetsregel” som omfattar stora delar av kapitlet. Skälighetsregeln innebär att hänsynsreglernas miljömässiga nytta ska vägas mot dess ekonomiska kostnader, varefter den miljömässiga aspekten har företräde men där den ekonomiska kostnaden inte får vara orimlig (Länsstyrelsen Blekinge län, 2010). I paragrafens tredje stycke redogörs för vid vilka förhållanden avsteg från att följa miljö kvalitetsnormerna vid exploatering får ske, där punkt 2 redogör för fallet med kompensationsåtgärder.

## **7 kap. Skydd av områden**

7 § ”Länsstyrelsen eller kommunen får helt eller delvis upphäva beslut som den har meddelat enligt 4-6 §§, om det finns synnerliga skäl. Ett beslut om dispens upphör att gälla, om den åtgärd som avses med dispensen inte har påbörjats inom två år eller avslutats inom fem år från den dag då beslutet vann laga kraft.

*Att regeringens tillåtelse behövs i vissa fall innan det beslutats upphävande eller dispens för ett sådant särskilt skyddsområde eller särskilt bevarandeområde som anges i 28 § följer av 29 §.*

*Beslut om upphävande eller dispens får meddelas endast om intrånget i naturvärdet kompenseras i skälig utsträckning på naturreservatet eller på något annat område.”*

29§ ”Trots bestämmelserna i 28 b § får tillstånd enligt 28 a § lämnas, om

1. *det saknas alternativa lösningar,*
2. *verksamheten eller åtgärden måste genomföras av tvingade orsaker som har ett väsentligt allmänintresse och*
3. *de åtgärder vidtas som behövs för att kompensera för förlorade miljövärden så att syftet med att skydda det berörda området ändå kan tillgodoses. Ett beslut om tillstånd med stöd av första stycket får lämnas endast efter regeringens tillåtelse Lag (2001:437).*

*29 a § Om ett tillstånd lämnas efter regeringens tillåtelse enligt 29 §, är den som ansökt om tillståndet skyldig att bekosta de kompensationsåtgärder som anges i beslutet om tillstånd.*

*Första stycket gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att kräva att sökanden skall stå för kostnaderna. Vid avvägningen skall särskilt beaktas det allmänintresse som avses i 29 § första stycket 2 Lag (2001:437).*

*29 b § Frågor om tillstånd enligt 28 a § prövas av länsstyrelsen i det län där det berörda området finns. För en verksamhet eller åtgärd som omfattas av tillståndsplikt eller dispensprövning till följd av bestämmelserna i 9 kap. eller 11-15 kap. skall dock frågan om tillstånd enligt 28 a § prövas av den myndighet som prövar den andra tillståndsfrågan eller dispensen. Innan myndigheten meddelar sitt beslut, skall den länsstyrelse som avses i första stycket beredas tillfälle att yttra sig. Lag (2001:437)”*



Kapitel 7 i MB syftar i stort till att skydda speciella områden. 7 kap. 7 § MB omfattar framförallt naturreservat, men paragrafen är aktuell även för naturvårdsområden, naturminnen och kulturresevat. När det kommer till kompensationsåtgärder för dessa områden fastslås att ekonomisk kompensation ej är en tillräcklig kompensationsåtgärd. Vidare är tröskeln för att åläggas tvång på kompensationsåtgärder lägre enligt 7 § jämfört med exempelvis 16 kap 9 § (Naturvårdsverket, 2016).

Enligt 7 kap. 28 § MB krävs tillstånd för att utöva verksamhet som kan vara skadlig för miljön i ett Natura 2000-område. I samma paragraf står det också att tillstånd endast får ges om verksamheten inte kommer skada de livsmiljöer eller försvåra beskyddandet av de arter som avses att skyddas i området. 7 kap. 29 § MB anger att undantag från 28 § endast får ges av regeringen samt vilka krav som måste vara uppfyllda för att ett undantagstillstånd skall vara aktuellt. Från 7 kap. 29 a § MB framgår att om undantagstillstånd ges är det verksamhetsutövaren som förväntas bekosta kompensationsåtgärderna såvida det ej anses orimligt.

I motsvarande EU direktiv framgår att undantagstillstånd i samband med Natura 2000-områden ska tillämpas restriktivt. Vidare ska EU-kommissionen underrättas, och ges möjlighet att bedöma, varje gång ett sådant undantagstillstånd ges (Naturvårdsverket, 2016).

### **10 kap. Verksamheter som orsakar miljöskador**

5 § *”Den som är ansvarig för att avhjälpa en allvarlig miljöskada skall utgöra eller bekosta det avhjälpande som behövs för att*

1. *omedelbart förebygga ytterligare skada på miljön och risk för människors hälsa*
2. *om skadan är sådan skada som avses i 1 § andra stycket 1, den förorenade marken inte längre skall utgöra någon betydande risk för människors hälsa, och*
3. *om skadan är en sådan skada som avses i 1 § andra stycket 2 eller 3,*
  - a) *återställa miljön till det skick som den skulle ha varit i om skadan inte hade uppstått*
  - b) *kompensera för förlorade miljövärden i avvaktan på återställande, och*
  - c) *kompensera för förlorade miljövärden på annat sätt, om ett återställande inte är möjligt.*

*När omfattningen av ansvaret enligt första stycket bestäms skall det beaktas om skadan har orsakats av utsläpp eller andra åtgärder som, när de ägde rum, var uttryckligen tillåtna enligt föreskrifter i lag eller annan författning eller enligt en myndighets beslut, eller inte ansågs skadliga enligt den vetenskapliga och tekniska kunskap som fanns då. Lag (2007:660)”*

I 10 kap. 5 § MB beskrivs vilket ansvar verksamhetsutövaren har vid avhjälpning. Avhjälpning kallades tidigare efterbehandling och syftar alltså på åtgärder för att lindra/reparera negativa miljöeffekter efter en exploatering. Av paragrafen framgår att verksamhetsutövaren har ansvar för att säkerställa att eventuellt förlorade miljövärden kompenseras och återställs. Om ett återställande ej är aktuellt skall dessa miljövärden kompenseras på annat vis (Naturvårdsverket, 2016).

### **11 kap. Vattenverksamhet**

8§ ”Den som vill bedriva en vattenverksamhet som kan skada fisket är skyldig att utan ersättning vidta och för framtiden underhålla behövliga anordningar för fiskens framkomst eller fiskets bestånd, släppa fram vatten för ändamålet samt iaktta de villkor eller förelägganden i övrigt som på grund av verksamheten kan behövas till skydd för fisket i det vatten som berörs av vattenverksamheten eller i angränsande vattenområde. Om nyttan av en ifrågasatt anordning eller ett villkor eller ett föreläggande inte skäligen kan anses motsvara den kostnad som verksamhetsutövaren därigenom skulle förorsakas, kan verksamhetsutövaren befrias från en sådan skyldighet.

Vad som i denna paragraf sägs om fisk skall gälla även vattenlevande blötdjur och vattenlevande kräftdjur.

*Bestämmelser om särskilda fiskeavgifter som får bestämmas i stället för att det meddelas villkor eller förelägganden enligt första stycket finns i 6 kap. 5 § lagen (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet”*

Av 11 kap. 8 § MB framgår verksamhetsutövarens ansvar för att skydda fisk samt vattenlevande blöt- och kräftdjur. Åtgärderna för att skydda dessa kan vara såväl skyddsåtgärder som kompensationsåtgärder.

Naturvårdsverkets ställning i frågan är att kompensationsåtgärder borde kunna nyttjas i större utsträckning än det görs idag, men att det inte får resultera i lägre krav vid tillåtlighetsbedömningen. Vidare anser Naturvårdsverket att tillåtlighetsbedömning med kompensationsåtgärder alltid ska ske genom en tvådelad prövning. Det framgår nämligen inte av varken förarbetet bakom eller fastslagen miljöbalk huruvida kompensationsåtgärder får användas för att tillåta en verksamhet som annars hade funnit avslag. Dvs. om kompensationsåtgärder får vägas in redan vid prövningen om en exploatering ska få tillstånd. Därför kan miljöbalken antingen tolkas som att kompensationsåtgärder skall vägas in redan vid tillåtlighetsbedömningen eller att en tvådelad prövning ska ske, där exploateringen med tillhörande skyddsåtgärder först prövas mot avslag och beroende på utfallet av denna bedömning prövas huruvida kompensationsåtgärder är nödvändigt eller ej. Naturvårdsverkets mening är att den senare tolkningen är mer förenlig med miljöbalkens syfte och att det finns en risk med att den första tolkningsformen ger upphov till att exploateringar tillåts på olämpliga platser och att verksamhetsutövarens incitament till att använda bästa tillgängliga teknik minskas (Naturvårdsverket, 2016).

Med Naturvårdsverkets tolkning skiljs alltså kompensationsåtgärder och skadebegränsande-/skyddsåtgärder åt. Kompensationsåtgärder blir med denna tolkning skilt från exploateringen och tillkommer endast för att kompensera eventuell oundviklig negativ påverkan, efter att alla rimliga skadebegränsande- och skyddsåtgärder vidtagits (Naturvårdsverket, 2016).

Hur Mark- och miljööverdomstolen har tolkat frågan om i vilket skede i processen hänsyn till kompensationsåtgärder skall tas har varierat en del genom åren. Det finns äldre exempel på fall där planerade kompensationsåtgärder har påverkat tillåtlighetsbedömning (MÖD 2006:49, 2006) men också fall där domstolen valt att följa Naturvårdsverkets linje (M 2114-15, 2016).

I ett domslut från juni 2017 kom ett klagorand från Mark- och miljööverdomstolen. Klagorandet kom i ett överklagat rättsfall mellan en privat aktör och Naturvårdsverket gällande en ansökan om biotopskyddsdispens för igenläggning av ett dike. Mark- och

miljööverdomstolen fastslog i domen att kompensationsåtgärder ej kan motivera att ge tillstånd för en exploatering som annars hade fått avslag (M 10492-16, 2017).

Nuvarande praxis är alltså att kompensationsåtgärder ej kan aktualisera exploateringar som annars ej hade fått tillstånd, vilket också bekräftas av Sundelin (2018c). Vidare kompliceras fallet ytterligare för exploateringar som riskerar att påverka vattenförekomster. I ett sådant fall måste bestämmelserna kring kompensationsåtgärder vara förenliga med 4 kap. 11 § vattenförvaltningsförordningen där förutsättningarna för att lagligt tillåta en försämring i en vattenförekomst listas (Lagerberg *et al.*, 2016).

#### **4 kap. vattenförvaltningsförordningen**

- 11 §** *Vattenmyndigheten får för en viss vattenförekomst besluta om undantag från kvalitetskraven som följer av 2-5 §§, om en ny verksamhet eller åtgärd medför*
- 1. att god grundvattenstatus, god ekologisk status eller god ekologisk potential inte uppnås hos vattenförekomsten, eller att tillståndet hos en vattenförekomst försämras, och detta är en följd av verksamhetens eller åtgärdens inverkan på en ytvattenförekomsts karakteristika eller på nivån hos en grundvattenförekomst, eller*
  - 2. att tillståndet hos en ytvattenförekomst försämras från hög status till god status.*

*Ett undantag enligt första stycket får beslutas endast om*

- 1. tekniska skäl eller orimliga kostnader utesluter att de fördelar som den nya verksamheten eller åtgärden bedöms medföra kan uppnås på något annat sätt som skulle vara betydligt bättre för miljön,*
- 2. alla genomförbara åtgärder vidtas för att mildra de negativa konsekvenserna för vattenförekomstens kvalitet, och*
- 3. skälen för den nya verksamheten eller åtgärden är ett allmänintresse av stor vikt eller de fördelar som ett uppfyllande av kvalitetskraven skulle medföra för miljön och samhället inte uppväger den nya verksamhetens eller åtgärdens fördelar för människors hälsa eller säkerhet eller för en hållbar utveckling.*

Om kompensationsåtgärden och den tilltänkta exploateringen skulle påverka samma vattenförekomst, och om kompensationsåtgärden skulle resultera i att icke-försämringskravet följs, borde det vara möjligt att med hänvisning till 4 kap. 11 § andra stycket 2 tillämpa denna. Detta då kompensationsåtgärden mycket riktigt kan ”mildra de negativa konsekvenserna för vattenförekomstens kvalitet”. Därför borde exempelvis en dagvattenanläggning som placeras utanför planområdet, och som påverkar samma vattenförekomst som dagvattnet inom planområdet, kunna ses som en likvärdig lösning till att placera dagvattenanläggningen innanför planområdet (Lagerberg *et al.*, 2016).

För fallet med felkopplingar, som kommer utredas mer i kapitel 2.4, är ansvarsfördelningen att VA-huvudmannen ansvarar för att åtgärda påfunna felkopplingar utanför ett fastighetsområde/på allmän mark medan fastighetsägaren ansvarar för felkopplingar inom fastighetsområdet.

Huruvida att spåra och åtgärda felkopplingar idag skulle kunna nyttjas som en kompensationsåtgärd är tveksamt. Att tillåta en exploatering som annars hade fått avslag, med

motiveringen att de förlorade miljövärdena kompenseras genom åtgärdandet av felkopplingar, är enligt dagens praxis inte tillåtet. Samtidigt skulle spårningen och åtgärdandet av felkopplingar i slutändan kunna ”mildra de negativa konsekvenserna för vattenförekomstens kvalitet” vilket är förenligt med 4 kap. 11 § vattenförvaltningsförordningen.

En ytterligare dimension att ta hänsyn till är att då en felkoppling påvisas uppstår en skyldighet för ansvarig part att åtgärda denna. Ansvaret att åtgärda denna borde enligt LAV landa på antingen fastighetsägaren eller VA-huvudmannen, beroende på vart felkopplingen är gjord, då det är dessa som är ansvariga för VA-ledningarna (Christensen, 2015). Detta borde i sin tur också innebära att ”vinsten” av att åtgärda en felkoppling inte kan åläggas någon annan. Det går alltså inte att spåra någon annans felkopplingar, erbjuda att betala kostnaden för att åtgärda dessa och sätta ”vinsten” på sitt eget konto.

Sundelin (2018c) bekräftar att en implementering av åtgärdandet av felkopplingar som kompensationsåtgärd med dagens lagstiftning är svårargumenterat.

### **2.3. LOKALT OMHÄNDERTAGANDE AV DAGVATTEN**

För att uppnå kraven i vattendirektivet, och de lagar och förordningar som direktivet mynnat ut i, ställs idag högre krav på dagvattenhanteringen. Det konventionella sättet att omhänderta dagvatten är genom att låta dagvattnet, via det kommunala ledningsnätet, föras till antingen ett avloppsreningsverk eller direkt ut i recipient. Då inget av dessa fall är särskilt önskvärt utreds ofta om andra alternativ är möjliga (Linköpings kommun, 2017).

Som alternativ till konventionella lösningar nämns ofta ”hållbar dagvattenhantering”. Principen bakom denna typ av metoder är att efterhärma naturens egna reningsmekanismer med syfte att dagvattnet fördröjs, magasineras och omhändertas. Resultatet av detta blir minskade översvämningsrisker samt reducerad belastning av dagvattenföroreningar till recipient (Bäckman, 2017).

Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) är en kategori av hållbara dagvattenlösningar vars princip är att dagvattnet ska omhändertas på samma plats som det uppkommer och därmed inte behöva tillföras ledningsnätet (Stahre, 2004). Det finns ingen strikt juridisk definition för LOD (Persson, 2016b) och beroende på litteratur definieras det lite olika. Stahre (2004) definierar LOD som:

*”Lokalt omhändertagande av dagvatten används som samlande benämning på olika åtgärder för att minska eller fördröja dagvattenavrinningen från privat mark innan vattnet tillförs det allmänna dagvattensystemet”*

Några exempel på vanliga LOD-lösningar är (Stahre, 2004):

- **Gröna tak:** Under de senaste åren har implementeringen av gröna tak ökat kraftigt. Genom att anlägga tunna vegetationstäckan på tak kan dagvattenavrinningen från dessa bromsas upp. Mätningar visar att gröna tak på sikt tar upp ca 50 % av all nederbörd.
- **Infiltration av takvatten på gräsytor:** Genom att koppla bort stuprören från ledningsnätet, och istället låta takvattnet via en ränna föras ut på en infiltrationsyta (t.ex. en gräsmatta), kan stora mängder dagvatten undgå att behöva belastas ledningsnätet.

- Genomsläppliga beläggningar: På platser där så är möjligt kan genomsläppligt byggmaterial användas istället för vanliga hårdgjorda ytor som t.ex. asfalt. Det finns många exempel på sådana byggmaterial, några är: hålsten av betong, naturgrus och genomsläppliga asfaltsbeläggningar.
- Stenfyllningsmagasin: Stenfyllningsmagasin är även känt som ”stenkista” och ”perkulationsmagasin” och bygger på principen att fylla ett magasin i marken med grova material dit dagvatten kan ansamlas. Dagvattnet kan sedan antingen perkolera vidare i marken eller avtappas via dräneringssystem.
- Svackdiken: Vid större fastigheter och bostadsområden är svackdiken vanligt. Dessa utgörs av dikessystem som avleder dagvattnet till en brunn. Dikena brukar ofta vara gräsbeklädda vilket gör att de kan fungera både som infiltrationsyta och avledningssystem.
- Fördröjningsdammar: Ett sätt att omhänderta dagvattnet samtidigt som ett rekreativt värde skapas är att anlägga fördröjningsdammar med permanent vattenspegel. Dessa kan se mycket olika ut beroende på vilka förutsättningar omgivningen ger.
- Uppsamlingstankar: En gammal men fortfarande aktuell lösning är att samla upp dagvatten från t.ex. tak i vattentankar för att sedan återanvända vattnet till exempelvis bevattning. Med en sådan lösning är det dock viktigt att ha åtgärder i beredskap ifall vattentankarna blir fulla.

Redan på 1970-talet introducerades begreppet ”Lokalt omhändertagande av dagvatten – LOD” som ett alternativt tillvägagångssätt för att dels avlasta ledningssystemet, men också som en metod att bevara grundvattennivåerna. Vid tidpunkten misstolkades dock konceptet av många, vilket gav upphov till flera misslyckade implementeringar och har bidragit till att LOD länge haft ett dåligt rykte (Lundgren *et al.*, 2011).

1992 hölls en FN-konferens med fokus på miljö och utveckling i Rio de Janeiro (Nationalencyklopedin, 2018c). Konferensen kom att bli startskottet på ett nytt syn- och förhållningssätt gällande hantering av dagvatten, det som numera kallas ”hållbar dagvattenhantering”, varvid LOD kom att utgöra en viktig komponent. Idag är principen om LOD väletablerad och används av nästan alla kommuner (Staaf *et al.*, 2004). I praktiken brukar dock LOD-lösningar ibland behöva kombineras med det konventionella VA-systemet (Lundgren *et al.*, 2011).

Även fast LOD-lösningar kan se väldigt olika ut kan generella fördelar och nackdelar utrönas. Några av dessa listas nedan (Södertälje kommun, 2016).

#### Fördelar med LOD:

- Förbättrade förutsättningarna att bibehålla grundvattennivån.
- Förbättrade förutsättningar att bevara samt odla ny vegetation.
- Kan ge upphov till estetiska och rekreativa miljöer.
- Våtmarker, dammar och ökad vegetation är gynnsamt för växt- och djurliv.
- Ofta billigare än konventionell dagvattenhantering.
- Avlastar reningsverk

#### Nackdelar med LOD:

- Ökad vattenhalt i markytan riskerar att leda till ytuppmjukning vilket kan leda till instabila vägar.
- Kostnaden för exempelvis dammar kan vara hög.

- Dagvattenföroreningar som inte hunnit avskiljas kan förorena vattenförekomster, i synnerhet grundvattentäkter.
- Vissa LOD-lösningar kan vara platskrävande (Persson, 2016a).

På vissa platser i landet påverkas VA-taxan av mängden dagvatten som rinner ner i ledningsnätet. Syftet med denna taxa är att stimulera fastighetsägare att ta hand om dagvattnet lokalt. Vidare är det idag vanligt att kommuner antagit egna policyer och strategier om att dagvatten ska hanteras lokalt genom LOD. Exempelvis har Stockholm antagit en policy som fastslår att dagvatten i första hand skall hanteras lokalt, helst genom infiltration, såvida inte det är kraftigt förorenat varvid det istället ska renas (Krögerström, 2010).

### **2.3.1. Dagvattendammar**

De dagvattendammar som syftas på i det här arbetet är så kallade *våta dagvattendammar*, vilket är dammar som innehåller en permanent vattenspegel (VISS, 2016a). Dessa dammar är exempel på öppna dagvattensystem, som utöver vattenrening och reglering av dagvattenflödet också kan ge upphov till ökad biodiversitet och rekreativa områden (Persson & Pettersson, 2006; VISS, 2016a). Möjligheten att reglera dagvattenflödet bidrar till minskad översvämningsrisk (VISS, 2016a).

Huvudsyftet med dagvattendammar är oftast att rena dagvatten, vilket sker genom olika processer i dammen (Persson & Pettersson, 2006). Primärt renas vattnet genom sedimentering av partikulära föroreningar (Blecken, 2016). Sedimentationen i sig beror bl.a. av partiklarnas storlek, densitet och form. Andra reningsprocesser i dammen är t.ex. kemisk omlagring av lösta föroreningar till bottensediment och vegetationsupptag. Befintlig vegetation kan också bidra till att en viss mängd föroreningar filtreras bort i dammen (Persson & Pettersson, 2006).

Vilka faktorer som påverkar effektivitetsgraden med vilken en dagvattendamm avskiljer föroreningar är omdiskuterat och saknar ett enkelt svar. Generellt tenderar dock en damms specifika area och hydraulik spela en stor roll (Persson & Pettersson, 2006). Även hur väl dammen underhålls har en stor inverkan (Blecken, 2016).

Dagvattendammar är effektivast för partikelbundna föroreningar. Exempelvis tenderar dagvattendammar att ha högre avskiljningsgrad för fosforföreningar än kväveföreningar, just pga. att fosforföreningar oftare är partikelbundna (Blecken, 2016).

Dagvattendammar är idag en av de vanligaste metoderna för att omhänderta och rena dagvattenflöden, i såväl Sverige som hela världen (Blecken, 2016). Exempelvis ökade antalet dagvattendammar i Sverige tiofaldigt under början av 2000-talet (Falk, 2007).

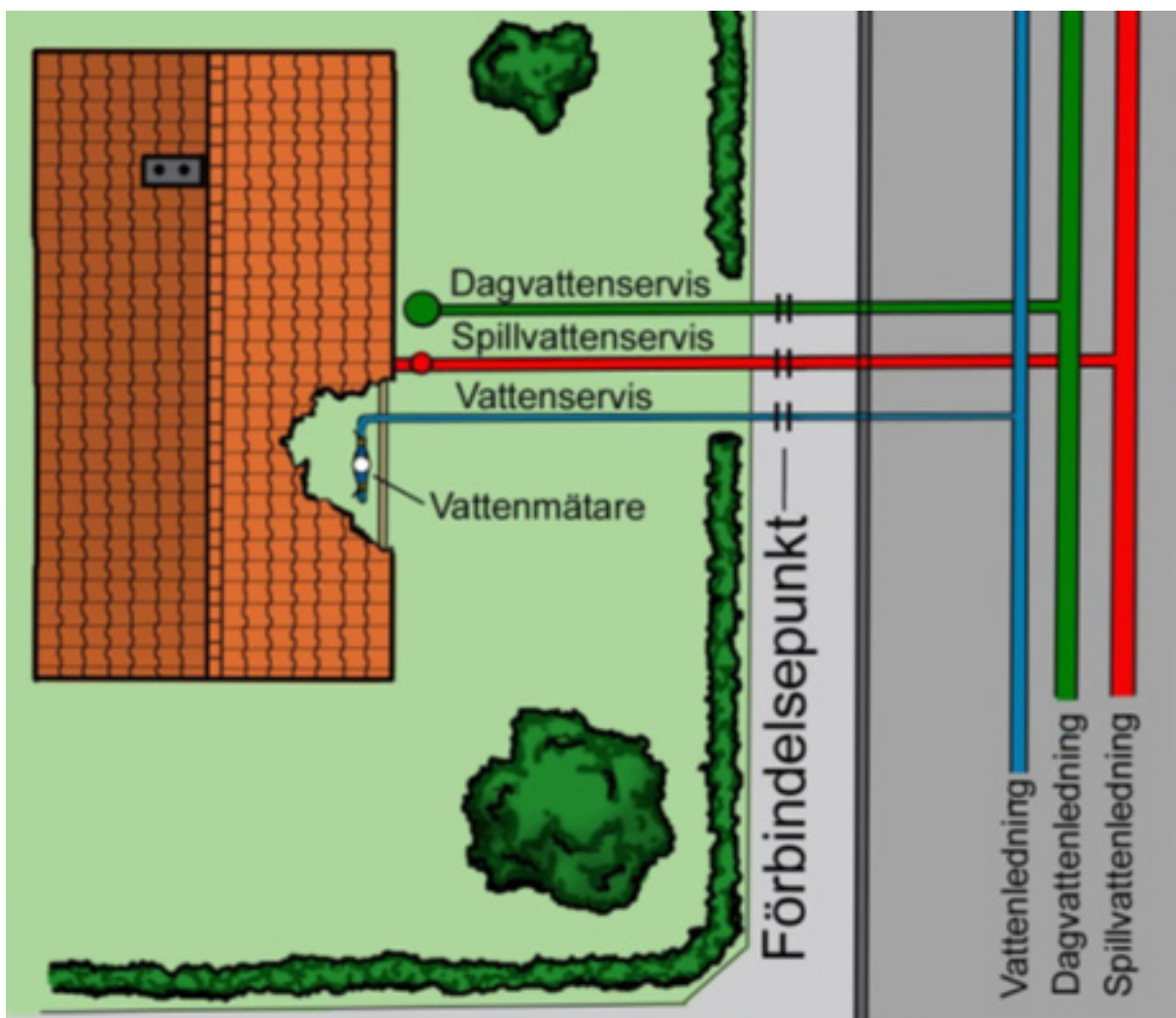
## **2.4. FELKOPPLINGAR**

### **2.4.1. Vad är en felkoppling?**

En felkoppling i ett duplikat ledningssystem kan syfta på två olika fall. Det ena fallet är då dagvatten felaktigt kopplats på en spillvattenledning, vilket i praktiken gör det till ett underdimensionerat kombinerat ledningssystem. Detta kan medföra en rad negativa konsekvenser, framförallt översvämnningar och överbelastade reningsverk (Sundén, 2017).

I det här arbetet syftar dock felkopplingar på det omvända fallet då spillvatten felaktigt kopplats på dagvattenledningar. Att dessa förekommer grundar sig oftast på antingen olovligt

utfört arbete eller att ledningarna helt enkelt blandats ihop vid anläggning eller reparation. Hur två olika ledningar kan kopplas samman av misstag kan låta konstigt men inte allt för sällan ser rören likadana ut och är anlagda bredvid varandra (Jonsson & Grenholm, 2010; Marsalek & Panasiuk, 2015). I teorin ska dagvattenledningarna vara anlagda en nivå ovanför ledningarna för spillvatten (figur 2). På så sätt kan inte spillvatten vid ett eventuellt läckage läcka in i dagvattenledningarna. Det anses alltså bättre att dagvatten råkar läcka in i spillvattenledningarna då detta går till ett reningsverk snarare än att spillvatten läcker in i dagvattensystemet då detta ofta går ut orenat i recipient. På samma sätt fungerar det med drickvattenledningar. Dessa anläggs ytterligare en nivå över de andra två ledningarna för att undvika risken att förorenat vatten läcker in i systemet (Trosa Kommun, 2014; Mayotte, 2017; Karlsson, 2018)



Figur 2: Illustration över hur ledningssystemen är tänkta att vara anlagda i teorin, där drickvattenledningarna är placerade överst följt av dagvattenledningar. Spillvattenledningarna placeras längst ned (Lilla Edets kommun, 2014). Tillstånd för publicering har erhållits.

Figur 2 visar hur ledningssystemen är anlagda i teorin. Figur 3 visar hur det kan se ut i praktiken. Det är alltså inte alltid helt självklart vilken ledning som leder vart.





Figur 3: Visar hur spillvatten- och dagvattenledningar kan vara placerade i praktiken och varför de lätt kan blandas samman. Figuren visar att de två systemen ligger på ungefär samma nivå samt att rören är mycket lika. De röda elipserna indikerar en felkoppling (Gustafsson, 2016). Tillstånd för publicering har erhållits.

#### 2.4.2. Förekomst

Förekomsten av felkopplingar är ännu relativt outredd och i det här arbetet har ingen reell statistik lyckats utrönas. Marsalek och Panasiuk (2015) fastställer dock att spillvatten i dagvattennätet är ett utbrett problem världen över, och Stockholm Vatten och Avfall (hädanefter Stockholm Vatten) har påbörjat ett arbete med att lokalisera felkopplingar i sitt ledningsnät. Bakgrunden till arbetet var ett pilotprojekt som gjordes efter att höga bakteriehalter påfunnits i dagvattenundersökningar. I pilotprojektet gjordes provtagning på ungefär 70 stycken dagvattensystem. Tio av dessa visade sig vara påverkade av spillvatten (Gustafsson, 2016). Pilotprojektet gav upphov till vidare undersökningar samt en dedikerad tjänst på Stockholm Vatten, och under 2015 togs över 600 bakterieprover vilket resulterade i att 15 felkopplade fastigheter påträffades. En grov uppskattning är att dessa under 2015 tillsammans släppte ut 23 miljoner liter obehandlat spillvatten (Gustafsson, 2016). De felkopplade fastigheterna var allt från hus i miljonprogrammet till företagslokaler (Martinsson, 2016).



Det är väldigt svårt att utifrån dessa siffror dra några generella slutsatser gällande förekomsten av felkopplingar, men det kan ge en fingervisning om att det är ett reellt problem.

### 2.4.3. Konsekvenser

Om spillvatten går ut orenat i recipient kan stora negativa konsekvenser erhållas. Det handlar framförallt om spridning av olika patogener samt bidrag till övergödning (Martinsson, 2016). I en studie som undersökt kanadensiskt vatten ses exempelvis att mängden *E. coli* (en indikatorbakterie) i dagvatten vanligtvis ligger i intervallet  $10^3 - 10^4$  bakterier/100 ml, vilket kan jämföras med Livsmedelverkets föreskrifter för dricksvatten som inte tillåter några *E. coli* i dricksvatten. Motsvarande siffra för ett kombinerat ledningssystem (dvs. ett system där dagvatten är utspätt med spillvatten) ligger snarare i intervallet  $9 \times 10^5 - 8 \times 10^6$  bakterier/100 ml (Marsalek & Rochfort, 2004). En utredning på vatten i Halmstad visar att medelhalten *E. coli* i dagvatten är  $10^4$  cfu/100 ml, medan motsvarande siffra för outspätt spillvatten är  $22 \times 10^6$  cfu/100 ml (Ohlsson *et al.*, 2011). Observera att dessa intervall kan variera mycket mellan olika vatten, de beskrivs här mest för att ge en uppfattning om den generella storleksordningen samt föroreningsskillnaden mellan dagvatten och spillvatten.

Ett exempel på hur fel det kan gå om obehandlat spillvatten går ut i recipient är cryptosporidium-smittan i Östersund och Skellefteå 2010/2011. Med största sannolikhet rörde det sig om att spillvatten hade spridits nära en dricksvattentäkt vilket gav upphov till att bakterier spreds med dricksvattnet (Åström *et al.*, 2011). Sammantaget blev närmare 47 000 människor smittade, varav 650 stycken så allvarligt att de vårdades på sjukhus (Hougner, 2012; Eitrem, 2017). Vidare resulterade utbrottet i att invånare i Skellefteå behövde koka sitt dricksvatten i 6 månader och enbart i Östersund beräknades samhällskostnaderna uppgå till 220 miljoner kronor (VASrådet, 2012; Folkhälsomyndigheten, 2014).

### 2.4.4. Kartlägga felkopplingar

Att spåra felkopplingar kan vara både tids- och resurskrävande. En stor utmaning är att varken flödet av spillvatten eller dagvatten är konstant vilket gör att tidpunkten då ett stickprov tas har stor inverkan på resultatet. Vanligtvis görs provtagning vid dagvattenutlopp och om spillvatten påträffas görs ett detektivarbete uppströms i ledningsnätet för att lokalisera vart felkopplingen är gjord (Marsalek & Panasiuk, 2015).

När kartläggning ska göras är det viktigt att tänka på följande (Marsalek & Panasiuk, 2015):

- Vilka indikatorer för påvisande av spillvatten som används
- Att såväl flödet av dagvatten som spillvatten kan variera i både styrka och variabilitet
- Koncentrationen av indikatorer i dagvattnet kan variera, vilket gör att ett ”bakgrundsvärde” kan vara svårt att erhålla
- Att välja rätt ”dag och tid” för när provtagning ska ske.

Det kan exempelvis vara svårt att upptäcka en eventuell felkoppling om det vid tidpunkten som provtagning sker är höga flöden dagvatten, låga flöden spillvatten samt om indikatorn är vald till en indikator som ej skiljer sig mycket mellan dagvatten och spillvatten. Genom att förlägga provtagningen till en period med mycket torrväder samt låga temperaturer kan dessa utmaningar i viss mån minimeras. Vid torrväder är dagvattenflödet lägre och vid låga temperaturer är dagvattnets halter av indikatorbakterier lägre (Marsalek & Panasiuk, 2015).

De indikatorer som vanligtvis används kan delas in i sensoriska, temperaturbaserade, kemiska och mikrobiologiska indikatorer. Optimalt vore att finna en indikator som endast återfinns i spillvatten och inte i dagvatten. Exempel på vanliga indikatorer är E.coli bakterier, temperatur och koffeinhalt (Marsalek & Panasiuk, 2015).

## **2.5. FÖRORENINGSINNEHÅLL**

### **2.5.1. Föroreningsinnehåll hos dagvatten**

I framtiden beräknas mängden nederbörd öka i såväl intensitet som frekvens (Enbäck, 2013; Olsson & Foster, 2013). Detta i kombination med en ökad urbaniseringsgrad, minskad areal naturmark och intensifierad trafik gör att en ökning av dagvattenföroreningar är att räkna med. Genom att proaktivt arbeta med att identifiera föroreningskällor kan smartare val göras vid exploateringar. Valet av byggmaterial, markanvändning och trafikintensitet är de faktorer som har störst inverkan på dagvattenföroreningar (Oltner & Cronholm, 2017). Tio meter motorväg ger exempelvis upphov till lika mycket föroreningar som från två hektar villaområde (Krögerström, 2010).

Vilka föroreningar som finns i ett dagvatten beror på vilka ytor det har passerat. Trafikerade vägar och byggmaterial är två av de största källorna till spridningen av metaller i dagvatten. Dessa har även visat sig vara viktiga källor till spridning av organiska föroreningar. Spridning av partikulära föroreningar sker främst via industriutsläpp, trafik, byggprojekt och nötning av vägytor. Det sistnämnda är också en stor källa till spridning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Vidare är vägytor som omges av gräsmarker den främsta källan till fosforföroreningar i dagvatten (Wiklander, 2017).

Dagvattenföroreningar kan delas in i kategorierna nedan. Föroreningshalterna kan variera stort då dagvattnets sammansättning kan se väldigt olika ut beroende på avrinningsområde, säsong etc. (Wiklander, 2017).

#### ***Fasta partiklar:***

Partikelföroreningarna varierar kraftigt i storlek och kan delas in i två grupper: större partiklar och suspenderat material. Storleken på partiklarna är relevant för hur de transporteras och sprids, men även för hur mycket negativ inverkan de kan ha på en vattenförekomst (Wiklander, 2017). Partiklarna påverkar recipienten genom att exempelvis sediment byggs upp på bottenarna och att vattnet grumlas vilket påverkar fotosyntesen samt fiskars möjlighet att hitta föda (Marsalek, 2015). Partikulärt material kan också fungera som transportmedel för andra föroreningar som fäster på partiklarnas yta (Wiklander, 2017).

#### ***Näringsämnen:***

Med näringsämnen syftas framförallt på kväve och fosfor. I höga halter leder dessa ämnen till övergödning vilket på sikt kan resultera i syrebrist och bottendöd (Marsalek, 2015; HaV, 2017).

#### ***Metaller***

Vanliga metaller i dagvattenföroreningar är t.ex. koppar, bly, zink, kadmium, krom och nickel (Marsalek, 2015; Wiklander, 2017). Det är framförallt trafikerade vägar och avrinning från hustak som ger upphov till dessa. Metaller riskerar att ge upphov till toxiska effekter i recipienten (Marsalek, 2015; Barańkiewicz *et al.*, 2014).

### **Organiska ämnen**

Exempel på organiska ämnen av relevans ur dagvattenssynpunkt är kolväten (t.ex. olja och PAH), alkylfenoler, ftalater, PFAS och pesticider. Denna kategori av föroreningar är bland de vanligaste dagvattenföroreningarna och bidrar med en toxisk effekt i recipienten (Wiklander, 2017; Marsalek, 2015; Lithner *et al.*, 2003).

### **Patogener**

Bakterier, virus och parasiter kan transporteras via dagvattnet ut i recipient. Detta kan vara mycket känsligt och ge upphov till smittspridning ifall patogener hamnar i exempelvis en dricksvattentäkt eller i badvatten (Marsalek, 2015; Clary *et al.*, 2014). För att undersöka förekomsten av patogener används vissa indikatorbakterier (Wiklander, 2017).

### **Prioriterade ämnen**

EU har en lista på prioriterade ämnen som är kopplade till vattendirektivet och som man vill undvika att finna i recipienter (Marsalek, 2015; Naturvårdsverket, 2008).

#### **2.5.2. Föroreningsinnehåll hos spillvatten**

Spillvatten är samlingsnamnet på den fraktion av avloppsvattnet som kommer från hushåll och industrier (Svensson & Ljunggren, 2004). Från hushållen är det framförallt BDT-vatten (bad-, dusch-, tvättvatten) och vatten från toaletter som blir till spillvatten. Spillvatten från industrier kan se väldigt olika ut då de är helt beroende av vad industrin sysslar med. Ett något förenklat sätt att se på spillvatten är att nästan allt vatten som levereras till en abonnent i slutändan blir till spillvatten och innehållet i detta speglas av hur vi lever. Tre större undantag från detta är dock för fallen då vatten används för bevattning, om en egen vattentäkt nyttjas eller om abonnenten har en egen vattenrening (Svensson & Ljunggren, 2004; NSVA, 2016).

För att få en uppfattning om ungefär hur mycket spillvatten varje hushåll ger upphov till har tabell 2 sammanställts (Svensson *et al.*, 2016). Fallet för spillvatten från industrier är mer komplext och några generella värden kan inte fastställas då det är stor variation mellan olika industrier. Vidare tillkommer volymer för olika verksamhet i samhället (Svensson *et al.*, 2016).

*Tabell 2. Spillvattenvolymer i samhället. Observera att värdena är ungefärliga. Tabellen är en sammanställning av tabeller från Svensson *et al.* (2016).*

<b>Spillvattenvolymer</b>		
<b>Inom hushåll</b>	<b>Volym</b>	<b>Enhet</b>
Flerbostadshus	170	L p <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
Småhus	150	L p <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
<b>Spillvattenvolymer från allmän verksamhet inom</b>		
Flerbostadsområden	30	L p <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
Småhusområden	20	L p <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
<b>Schablonvärden för olika verksamheter</b>		
Affärer, kontor	60	L anställd <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
Skolor	40	L elev <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
Daghem	50	L barn <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
Sjukhus	700	L bädd <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>

Hotell	300	L bädd <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>
Restauranger	500	L anställd <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>

De föroreningar som framförallt brukar påvisas i spillvatten är patogener, organiskt material samt näringsämnen. Om spillvatten leds orenat ut i recipient kan stora negativa miljöeffekter erhållas. Patogener riskerar att orsaka smittspridning, organiskt material riskerar att ge upphov till anoxiska förhållanden och näringsämnen riskerar att leda till övergödning och anoxiska förhållanden (NSVA, 2016). Patogener och näringsämnen beskrivs även i avsnitt 2.5.1. Med organiskt material syftas på föreningar som består av kol, väte och nästan alltid syre samt ofta kväve (Balmér, 2015). Spillvatten är ofta grumligt vilket påverkar växters möjlighet att fotosyntera samt vattenlevande organisms möjlighet att hitta föda på grund av reducerad sikt (NSVA, 2016). Vidare innehåller spillvatten tungmetaller och kemikalier, varav det sistnämnda framförallt kommer från hushållsprodukter (Vinnerås, 2017). På senare år har också förekomsten av läkemedelssubstanser i spillvatten uppmärksammas. Läkemedelssubstanser riskerar att bl.a. ge upphov till toxiska effekter samt bidra till antibiotikaresistens (Wahlberg *et al.*, 2010; Vinnerås, 2017). Tabell 3 visar en sammanställning av halterna av olika föroreningar i spillvatten. Observera att denna ej inkluderar bidrag från industrier (Jönsson *et al.*, 2005; Vinnerås, 2017) .

*Tabell 3. Föroreningshalter i spillvatten från hushåll (Jönsson *et al.*, 2005; Vinnerås, 2017).*

Ämne (mg p <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	Urin	Fekalier	BDT-vatten
Kväve	4015	548	431
Fosfor	329	183	73
Kalium	876	365	219
Svavel	256	61	128
Organiskt material	2701	16936	11680
Koppar	37	465	1460
Zink	110	3906	1460
Krom	4	45	73
Nickel	4	69	146
Bly	4	14	73
Kadmium	0	5	4
Kvicksilver	0	3	0

### 3. KOSTNADS- NYTTOANALYS

I följande avsnitt beskrivs kostnads-nyttanalytisk som verktyg, hur det används och varför. I nästa kapitel görs en fallstudie med tillhörande kostnads-nyttanalytisk för Ballstaån som kommer följa den metodik som beskrivs nedan.

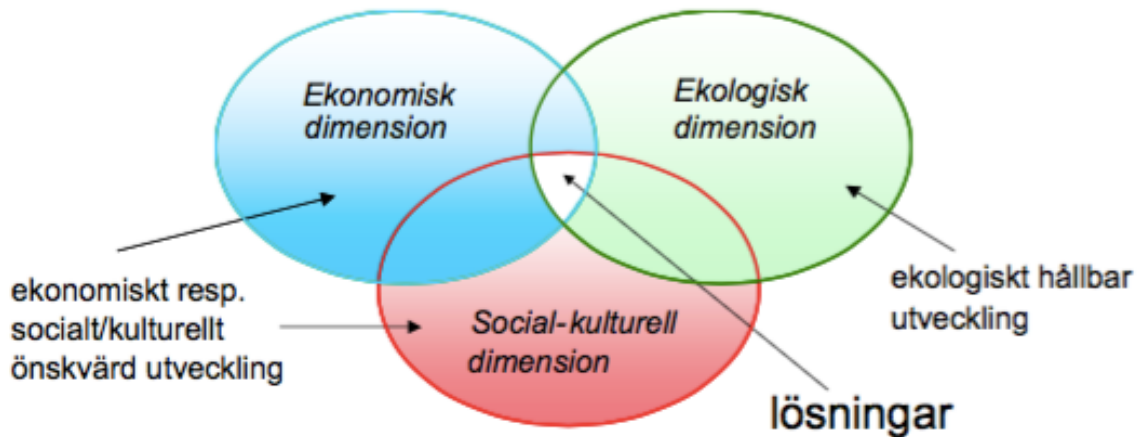
#### 3.1. Syfte och bakgrund

En kostnadsnyttanalytisk, på engelska Cost-benefit analysis, är ett verktyg för att beräkna den sammanvägda kostnaden och nyttan av ett projekt (Nationalencyklopedin, 2018a). Principen är ett utilitaristiskt tillvägagångssätt där olika projekt värderas olika beroende på hur stor deras totala nytta är i relation till dess kostnad (Mattsson, 2006). Ofta är CBA förknippad med samhällsnytta och samhällskostnader, dvs. att det projekt/alternativ som är bäst för samhället i stort är det som eftersöks (Mattsson, 2006). Syftet med en CBA är att fungera som en del av ett beslutsunderlag som hjälper till att välja det beslut som är mest lönsamt för samhället i stort (Rosén *et al.*, 2008).

Nyttor är ur ett samhällsperspektiv de effekter som får välfärden i samhället att öka och kostnader de effekter som får välfärden att minska. Förenklat kan detta uttryckas som att kostnader är allt individer begär kompensation för att acceptera (t.ex. sämre vattenkvalitet, ökad skatt, sämre luftkvalitet osv), medan nyttor är allt individer är beredda att bekosta för att få tillgång till (t.ex. badbart vatten, förbättrad luftkvalitet, kortare vårdköer). Dessutom kan rent monetära kostnader och nyttor tillkomma, som t.ex. anläggnings- och driftkostnad på kostnadssidan. Konceptet kan liknas vid en vågskål, där alla nyttor fördelas i ena vågskålen och alla kostnader i den andra. Om skålen med nyttor väger över bör projektet enligt teorin genomföras (Mattsson, 2006). Idiomet ”inte kosta mer än det smakar” sammanfattar principen med en CBA ganska bra.

För att välja de lösningar och projekt som bidrar till en hållbar utveckling anses det utöver en ekologisk dimension både finnas en ekonomisk och en socio-kulturell dimension att ta hänsyn till (figur 4). Att jämföra och värdera dessa dimensioner mot varandra ställer krav på verktyg som möjliggör tvärvetenskapliga jämförelser (Rosén *et al.*, 2008). En CBA avser att möjliggöra jämförelser mellan annars svårjämförbara faktorer. Exempelvis kan det utifrån rådata vara svårt att jämföra samhällskostnaden för att en industri ökar sina koldioxidutsläpp med samhällsnyttan av att industrin kan sysselsätta fler personer. Detta har gjort att CBA ofta ses som lämpligt beslutsunderlag vid projekt som påverkar exempelvis miljön (Mattsson, 2006; Rosén *et al.*, 2008).

Ovanstående jämförelser kräver att en CBA i största möjliga mån uttrycker såväl nyttor som kostnader i monetära termer, vilket kan vara lättare sagt än gjort då vissa faktorer kan vara svåra att uttrycka monetärt. Detta gäller i synnerhet för så kallade ekosystemtjänster (Rosén *et al.*, 2008) som är de nyttor människan får från naturen (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Naturvårdsverket har sammanställt en lista på schablonvärden för dessa typer av nytto- och kostnadsvärderingar som finns att tillgå (Naturvårdsverket, 2018a).



Figur 4: Illustration av olika dimensioner att ta hänsyn till vid beslutstagande för projekt som rör hållbar utveckling. Tillstånd för publicering har erhållits.

### 3.2. Värderingsmetoder

Nyttor och kostnader kan värderas i olika typer av enheter. I den här fallstudien har fokus legat på att försöka göra *monetära värderingar*, dvs. att uttrycka nyttor och kostnader i kronor. Ganska ofta saknas dessvärre underlag, tid eller resurser för att lyckas göra en monetär värdering av samtliga nyttor och kostnader. I sådana fall är det viktigt att ändå belysa dessa, vilket kan göras på flera olika sätt (Mattsson, 2006). Exempel på några sådana följer nedan (Naturvårdsverket, 2015).

- Kvalitativ värdering: Värdet beskrivs med ord utan att kopplas till något särskilt mått.
- Semi-kvantitativ värdering: Värdering sker genom en poäng- eller betygsskala där det tydliggörs vilka aspekter som är viktigast etc.
- Kvantitativ värdering: Värdet beskrivs med en fysisk enhet. Kan exempelvis vara antal besökare till ett rekreationsområde eller antal kg fosfor som reduceras av en dagvattendamm.
- Monetär värdering: Nyttor och kostnader värderas i monetära termer.

### 3.3. Genomförande av CBA

Det finns inget entydigt sätt för hur en CBA genomförs och tillvägagångssättet varierar därför ofta (Mattsson, 2006; Treasury Board of Canada Secretariat, 2007; Rosén *et al.*, 2008; TEEB, 2010; Read *et al.*, 2016). Principiellt följer dock de flesta varianter det ramverk som TEEB (2010) tagit fram. Denna delar upp CBA processen i sex delsteg:

1. Definition av projektet
2. Kartläggning av nyttor och kostnader
3. Konversion till monetära termer
4. Diskontering

5. Nettonvärdesberäkning
6. Känslighetsanalys

### ***Steg 1: Definition av projekt***

Det första steget handlar om att ge en kort problembeskrivning och definiera projektets grundpelare; t.ex. dess tidshorisont och omfattning. Vidare behöver ett eventuellt nollalternativ definieras, dvs om det finns förändringar (kostnader och nyttor) att vänta även utan projektet, samt vilka externa faktorer som kan påverka. Exempelvis, förväntas grundvattennivåerna förändras något även utan projektet? Eller förväntas befolkningens mängden öka och på så vis även behovet på dricksvatten? Isåfall kan det vara en nytta att enbart lyckas behålla samma dricksvattenproduktion (TEEB, 2010).

Att definiera ett nollalternativ är inte alltid helt enkelt eller självklart och det gäller att undvika dubbelräkning. Nollalternativet är ett referensalternativ som används för att ha något att relatera projektets kostnader och nyttor till.

### ***Steg 2: Kartläggning av nyttor och kostnader***

Utifrån föregående steg identifieras de kostnader och nyttor som projektet medför. Som tidigare nämnts är det viktigt att skilja på vilka kostnader och nyttor som förväntas uppkomma på grund av projektet och vilka som hade skett ändå. Kostnader och nyttor kan vara både ”engångsföreteelser” samt gälla över längre tid. En nytta kan dessutom vara ”undviken/minskad kostnad”. T.ex. innebär fler vindkraftverk minskade växthusgaser, vilket får anses vara en nytta.

En CBA behöver också ta hänsyn till hela kostnads-nyttokedjan. Vid implementering av exempelvis en dagvattendamm kan en kostnad vara själva byggkostnaden, men även kostnader för byggmaterial, framtida underhåll etc. behöver tas i beaktning (TEEB, 2010).

### ***Steg 3: Konversion till monetära termer***

Nästa steg är att försöka uttrycka identifierade nyttor och kostnader i monetära enheter. Då flera av dessa på förhand kommer ha helt andra enheter behöver en konversion ske. Detta kan vara ett tidskrävande steg då vissa kostnader och nyttor kan vara abstrakta och inte helt enkla att konvertera (TEEB, 2010). Som hjälpmedel finns det ibland färdiga värden att använda. Exempelvis har Naturvårdsverket (2018a) tagit fram schablonvärden för flera vanliga kostnader och nyttor.

Ett beslut måste fattas om faktorer som sjuklighet och dödlighet ska ingå i CBA:n eller inte. Exempelvis kan ett gruvprojekt leda till ökad skade- och dödsrisk. Huruvida denna typ av faktorer ska ingå har varit starkt omdebatterat (TEEB, 2010).

### ***Steg 4: Diskontering***

Genom att diskontera (nuvärdesberäkna) sätts högre vikt vid kostnader och nyttor som inträffar i närtiden jämfört med de som inträffar i framtiden. Anledningen bakom diskontering är dels att folk tenderar att värdera händelser i närtiden högre (TEEB, 2010), men också att den ekonomiska tillväxten resulterar i att folks genomsnittliga inkomster ökar med tiden. Inkomstökningen innebär att 100 kronor för en person om 50 år kan anses vara mindre värdefullt än vad 100 kronor är för en person idag. Den nytta ett visst belopp ger idag är alltså högre än den nytta samma belopp ger om 50 år (Mattsson, 2006).

Genom att införa en diskonteringsränta kan värdet av framtida kostnader och nyttor ”räknas ned” för att enklare kunna adderas med närtidens kostnader och nyttor. Med andra ord, med hjälp av en diskonteringsränta värderas framtidens kostnader och nyttor i ”dagens pengar” (Mattsson, 2006; TEEB, 2010). Diskonteringsräntans storlek varierar såväl nationellt som internationellt. Ett vanligt intervall internationellt sett är mellan 2-6 %. Desto högre diskonteringsränta, desto mer förväntas faktorn tappa värde (Mattsson, 2006). Det är därför rimligt att tänka sig att diskonteringsräntan för exempelvis naturresurser borde vara låg då naturresurser inte kan förväntas bli mindre värda i framtiden. Genom en hög diskonteringsränta kan även större tonvikt på de omedelbara kostnaderna och nyttorna läggas (TEEB, 2010). Desto längre tidshorisont ett projekt har, desto större betydelse får diskonteringsräntan. Ett exempel är fallet för slutförvar av radioaktivt avfall. Här handlar det om väldigt långa tidshorisonter vilket medför att en hög diskonteringsränta gör att nuvärdet av kostnaderna till slut blir mycket lågt (Mattsson, 2006).

En CBA utgår vanligtvis från fasta priser, dvs. ingen hänsyn tas till inflation utan alla beräkningar görs utifrån ett visst års prisnivå. I vissa fall kan dock hänsyn tas till relativpriser. Exempelvis kan det tänkas att bensinpriset i framtiden kommer att öka mer än den allmänna prisnivån. Isåfall kan hänsyn till detta tas genom att lägga in en faktor som säger att bensinpriset kommer öka  $X\%$  mer än den allmänna prisnivån (Mattsson, 2006).

### **Steg 5: Nettonuvärdesberäkning**

I det här steget görs slutligen kostnads-nyttoberäkningar utifrån resultatet från tidigare steg. Målet är att efter dessa beräkningar kunna utvärdera huruvida ett projekt ska genomföras eller inte. Dessa beräkningar kan göras på olika sätt, varav ett av de vanligaste är att ta fram nettonuvärdet (NNV). NNV är summan av de diskonterade nyttorna minus summan av de diskonterade kostnaderna. Observera att denna beräkning inte säger något om kostnads-nyttofördelningen mellan olika grupper i samhället. I vissa fall kan det tänkas vara intressant att veta hur kostnaden och nyttan fördelas mellan t.ex. välbärgade och mindre välbärgade i samhället. Isåfall kan ytterligare steg implementeras i CBA:n (TEEB, 2010). Detta kommer dock inte undersökas vidare i det här arbetet.

Hanley och Barbier (2009) ställer upp sambandet för NNV enligt ekvation 1:

$$NNV = \sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+i)^t} - \sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+i)^t} \quad (1)$$

Här motsvarar  $NNV$  nettonuvärdet uttryckt i kronor.  $B_t$  och  $C_t$  motsvarar nyttorna respektive kostnaderna för varje år uttryckt i kronor/år.  $T$  motsvarar totala antalet år som avses (dvs tidshorisonten) medan  $t$  är ett index som symboliserar enstaka år. Diskonteringsräntan benämns med  $i$ . Enligt teorin ska alltså projekt med ett positivt NNV vara gynnsamt för samhället och därför genomföras (TEEB, 2010).

### **Steg 6: Känslighetsanalys**

En CBA består alltid av antaganden och uppskattningar, men dessa kan variera i grad (TEEB, 2010). Det kan exempelvis handla om osäkerheter i uppskattningen av hur hög underhållskostnaden för en dagvattendamm kommer vara, hur stor nytta ett rekreativt värde ger, storleken på diskonteringsräntan etc. (Rosén *et al.*, 2008). För att få en uppfattning om säkerheten eller osäkerheten bakom resultaten bör en känslighetsanalys göras. Det kan exempelvis handla om att variera nyckelvariabler, samt de variabler som anses mest osäkra, för att få ett intervall inom vart det faktiska utfallet bör ligga (Rosén *et al.*, 2008; TEEB,



2010). En mer ambitiös känslighetsanalys skulle vara att utföra någon form av statistisk simulering som kartlägger hur mycket varje variabel och parameter bidrar till den totala osäkerheten (Rosén *et al.*, 2008).

### **3.4. Kritik och försvar**

Samtidigt som CBA kan vara ett kraftfullt verktyg om det används rätt får metoden ibland utstå kritik (TEEB, 2010). Som tidigare nämnts kan CBA ses som en utilitaristisk metod där enbart hänsyn till projektets konsekvenser tas. Vissa argumenterar för att även avsikten bakom ett projekt är relevant att väga in (Mattsson, 2006). Ska t.ex. två projekt som har exakt samma utfall bedömas lika även om avsikten med projekt A är att säkerställa bättre vattenkvalitet medan avsikten med projekt B är att höja ett företags omsättning? På samma sätt går det att argumentera för att avsikten med de två projekten inte har någon egentlig inverkan på vilken av dem som är bäst för samhället (Mattsson, 2006).

CBA kritiseras också ofta för att sätta pris på saker som är ovärderliga och därför inte kan prissättas (Mattsson, 2006). Exempel på sådana saker skulle kunna vara förbättrad luftkvalitet, tillgång till rent vatten, människors hälsa etc. Hur ska en person kunna sätta ett värde på andra människors tillgång till rent vatten? Ett annat exempel där CBA ofta uppfattas bristfällig är vid icke-reversibla bedömningar, t.ex. om en art riskerar att utrotas (TEEB, 2010). Samtidigt är samhällets resurser ibland begränsade och en prioritering mellan olika åtgärder kan vara ett nödvändigt ont. En CBA kan då hjälpa att välja den åtgärd som är mest prioriterad för samhället (Mattsson, 2006).

Vidare kritiseras CBA ibland för att inte ta hänsyn till kostnads-nyttfördelningen mellan olika grupper i samhället, dvs. om det är en samhällsgrupp som får betala kostnaderna medan en annan samhällsgrupp tar del av nyttorna. Det här kan till viss mån kompenseras genom att implementera ytterligare steg i CBA:n (TEEB, 2010).

Till fördelsidan nämns framförallt att metoden möjliggör jämförelser av olika projekt på ett enkelt och lätt överskådligt sätt, samt att den kan användas inom många områden (Klaesson & Pettersson, 2017).

## 4. FALLSTUDIE: BÄLLSTAÅN

Fallstudien har utförts genom en kostnads-nyttoanalys där fallet att åtgärda felkopplingar har jämförts med fallet att bygga dagvattendammar. Recipienten som legat i fokus har varit Bällstaån i Stockholm. Fallstudien har utförts med riktig data där sådan har hittats men blir hypotetisk då det finns många osäkerheter samt att exempelvis felkopplingarna och dagvattendammarna aldrig stått i kontrast till varandra. Vidare är de fyra felkopplingarna som lyfts i avsnittet redan åtgärdade.

Syftet med avsnittet har varit att belysa felkopplingars recipientpåverkan genom en jämförelse med LOD-lösningar i form av dagvattendammar, som idag är en vanlig åtgärd för att säkerställa god vattenkvalitet i recipient.

För att fallstudien ska ha ett mer generellt värde krävs att resultatet som erhålls kan förväntas vara ungefär detsamma även på andra platser, vilket givit upphov till att en del antaganden har gjorts. Det främsta och kanske mest kritiska antagandet har varit att felkopplingar förväntas upptäckas om en spårning sker. Även om mycket tyder på att felkopplingar är ett utbrett problem finns det ingen tydlig statistik som stödjer detta antagande. Vidare innebär varje åtgärdad felkoppling att nästa spårning efter felkopplingar kommer ha en mindre chans att påträffa en felkopplad ledning. Det innebär att åtgärdandet av felkopplingar inte kan ses som ett generellt alternativ till att anlägga dagvattendammar, vilket inte heller har varit syftet med studien. Fallet med felkopplingar lyftes som ett exempel på ett samhällsproblem som har stor inverkan på vattenkvalitet men som får relativt lite uppmärksamhet. Jämförelsen med just dagvattendammar gjordes då dessa är ett exempel på åtgärder som idag ofta får stor uppmärksamhet. Slutligen bör nämnas att det inte finns en ”generell” dagvattendamm, dessa kan skilja sig kraftigt åt i såväl kostnad som reningsgrad. Resultatet bör därför ses som en fingervisning för hur det *kan* se ut, snarare än ett tillämpbart generellt resultat.

Utifrån resultatet hålls en diskussion kring huruvida ett alternativt tillvägagångssätt vid tillståndsgivning skulle kunna vara mer lönsamt för samhället i stort. I denna diskussion lyfts möjliggörandet av en bredare tolkning av kompensationsåtgärder som ett exempel på hur mer akuta miljöproblem skulle kunna adresseras snabbare. I Stockholm stads dagvattenstrategi nämns exempelvis att den mest kostnadseffektiva metoden ska prioriteras (Stockholms stad, 2015).

I följande avsnitt kommer det refereras mycket till ”Bällstaån – Lokalt åtgärdsprogram” (Thörnelöf, 2017b). Observera att detta endast är ett utkast som ännu inte behandlats politiskt samt att det är framtaget för Stockholm stads del av avrinningsområdet.

### 4.1. STEG 1: DEFINITION AV PROJEKT

#### 4.1.1. Bällstaån

Bällstaån är ett av Stockholm läns mest förorenade vattendrag. Dess avrinningsområde består främst av bostäder, industrier, handelsområden och vägar. Andelen naturmark är mycket liten vilket innebär att mängden vatten som kan infiltrera naturligt också är mycket liten. Vidare består områdets geologi främst av lermark vilket ytterligare försvårar dagvatteninfiltrationen (Holmström *et al.*, 2014). Bällstaån är 10 km lång med ett avrinningsområde (3600 ha) som kan delas in i 82 delavrinningsområden fördelat över tre kommuner (Stockholms stad, Järfälla kommun och Sundbybergs stad) (Holmström *et al.*, 2014; VISS, 2017a). En viss del av ån går genom en tunnel under Spånga (Holmström *et al.*, 2014). Det faktum att avrinningsområdet

till stor del består av hårdgjorda ytor, samt att det finns ett 50-tal dagvattenutlopp kopplade till ån, gör ån viktig med avseende på avledning av dagvatten. På vissa platser betraktas ån i själva verket som en del av dagvattennätet (Holmström *et al.*, 2014). Åns när- och avrinningsområde har under de senaste åren fått utstå stora förändringar vad gäller markanvändning och utseende. Exempelvis har naturmark omvandlats till bostadsområden och på flera platser har ån breddats och fördjupats (Holmström *et al.*, 2014).

Miljö kvalitetsnormen för Bällstaån är *god* ekologisk status vid 2027 samt *god* kemisk status. I dagsläget innehar ån statusklassningarna *otillfredsställande* ekologisk status samt *uppnår ej god* kemisk status. Bällstaån har bl.a. problem med övergödning och höga halter bakterier (Salonsaari, 2015; VISS, 2017a)

Den höga exploateringsgraden, miljö kvalitetsnormen och det faktum att ån belastas av tre kommuner ställer krav på engagemang och samarbete mellan myndighet, allmänhet och andra parter (Sundybergs stad, 2017; VISS, 2017a). För att arbeta med detta har en arbetsgrupp (Bällstaågruppen) satts samman. Arbetsgruppen består av de kommuner som belastar ån, länsstyrelsen samt andra viktiga aktörer (Thörnelöf, 2017a).

De ämnen som idag överskrider gränsvärdena för att ån ska tilldelas god vattenstatus är fosfor, ammoniak, PFOS samt PAH (benso(b)flouranten och benso(g,h,i)perylene) (Thörnelöf, 2017b). För att Bällstaån ska nå god ekologisk status är det alltså framförallt dessa ämnen som behöver reduceras (tabell 4).

Tabell 4: Prioriterade ämnen samt dess belastningsreduktion per år för att Bällstaån ska uppnå god vattenstatus (Thörnelöf, 2017b).

Ämne	Påverkar	Reduktionskrav
Fosfor	Ekologisk status	681 kg/år *
Ammoniak	Ekologisk status	0,71 µg/l
Benso(b)flouranten	Kemisk status	Uppgifter saknas
Benso(g,h,i)perylene	Kemisk status	Uppgifter saknas
PFOS	Kemisk status	0,01 µg/l

\* samtliga värden i tabellen uttrycker hur mycket hela Bällstaåns avrinningsområde (som består av tre kommuner) måste minska sin belastning för att god vattenstatus skall nås. De data som senare används för beräkningar på felkopplingar och dagvattendammar baseras enbart på Stockholm stads del av avrinningsområdet. Därför kan det vara mer intressant att även korrelera värdena i tabellen till Stockholms stads belastningsandel. Sådana siffror har endast hittats för fosforbelastningen. Där beräknas Stockholms stads andel av den totala minskningen av fosfor uppgå till minst 50 %. Med andra ord, Stockholm stad måste minska sin fosforbelastning till Bällstaån med minst ca 340 kg/år.

#### 4.1.2. Åtgärdsalternativ

För att komma underfund med problematiken föreslås i ett förslag till åtgärdsprogram en rad olika åtgärder. Fortsatt spårning och åtgärdande av felkopplingar samt anläggandet av dagvattendammar är två åtgärdsalternativ som lyfts fram (Thörnelöf, 2017b). Även om dessa inte nödvändigtvis står i kontrast till varandra är det relevant att veta kostnadsnyttorelationen mellan dessa då mycket fokus och pengar idag läggs på att betona vikten av LOD-lösningar medan spårning av felkopplingar sällan nämns. Följande åtgärdsalternativ har undersökts i fallstudien:

#### Åtgärda felkopplingar

Den ena delen av fallstudien var åtgärdandet av felkopplingar. Ett omfattande arbete har gjorts för att hitta underlag och mätdata för felkopplingar, något som visat sig svårare än planerat. Den utredning som i slutändan ansågs mest applicerbar och aktuell var en utredning utförd av Stockholm vatten 2015 gällande fyra felkopplingar som resulterat i att obehandlat spillvatten runnit ut i Bällstaån. Det är data från denna utredning, som bl.a. återfinns i förslaget till lokalt åtgärdsprogram för Bällstaån, som ligger till grund för de analyser som gjorts för felkopplingar i fallstudien.

### **Anlägga dagvattendammar**

Tre olika dagvattendammprojekt har undersökts, samtliga placerade inom Bällstaåns avrinningsområde men på olika platser. Motivet till att undersöka dagvattendammar vid olika platser i avrinningsområdet är att områdesförutsättningar har stor inverkan på dammarnas kostnads-nyttoeffektivitet. Det finns alltså inte en generell kostnad och nytta med att anlägga en dagvattendamm, det varierar mellan olika dammar.

I figur 5a har en geografisk sammanställning gjorts som beskriver ungefär vart de olika dammarna är tänkta att anläggas. Figur 5b visar dammarnas placering i relation till Bällstaån.

Nedan listas de områden där anläggandet av dammar har undersökts. Dammarna i Tenstadalens dagvattenpark är de dammar som har undersökts mest genomgående i fallstudien. De andra två områdena tas främst med för att ha ytterligare värden att jämföra med.

#### *Tenstadalens dagvattenpark*

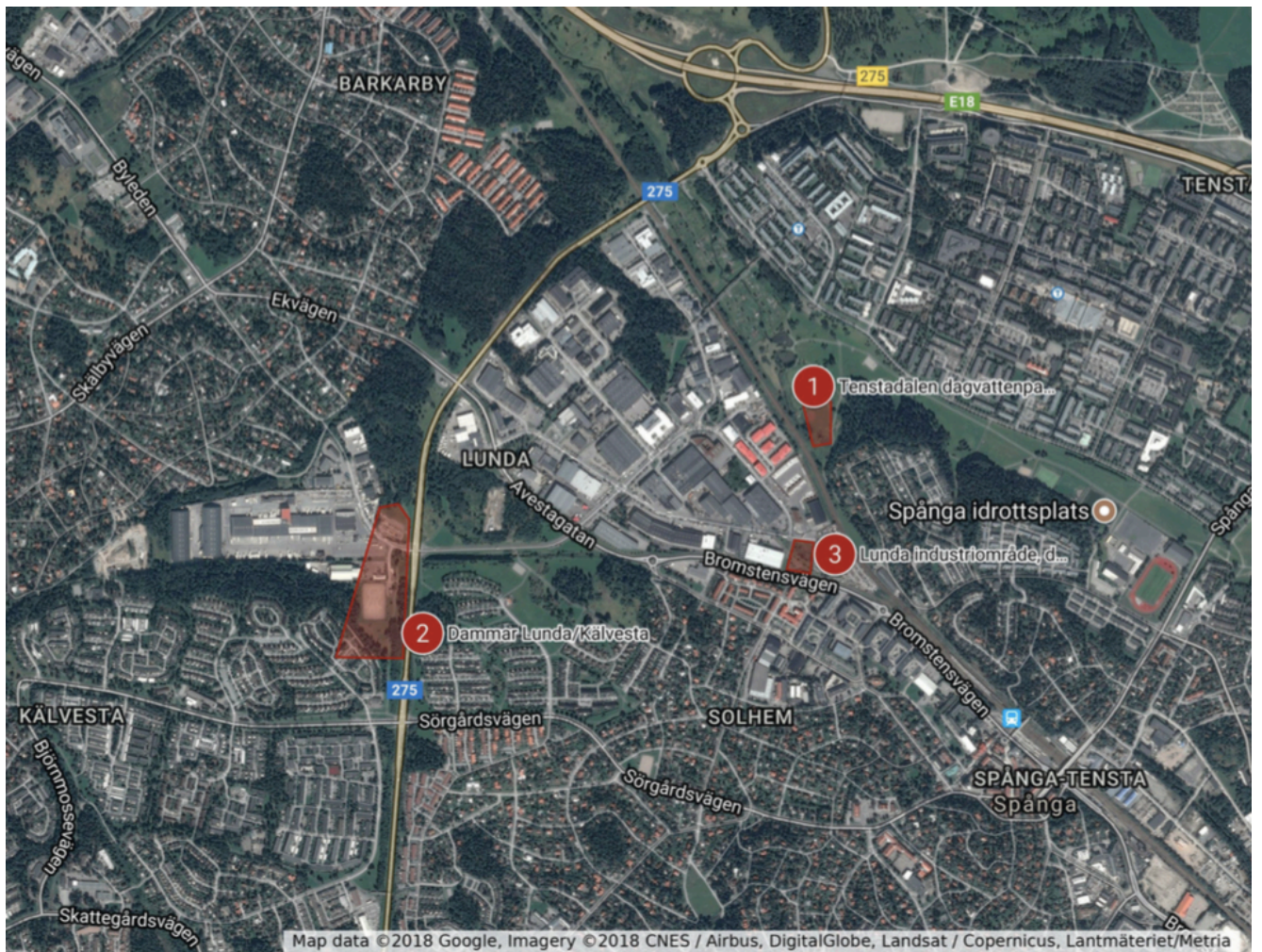
I Tenstadalen, nedströms Hjulsta dagvattenpark, planeras två seriekopplade dagvattendammar att anläggas under 2018-2020. Dessa kommer framförallt ta emot dagvatten från Lunda industriområde, som idag är identifierat som ett område med miljöfarlig verksamhet och vars dagvatten kan påverka Bällstaån negativt (Thörnelöf, 2017b).

#### *Dagvattendammar i Kälvesta/Lunda*

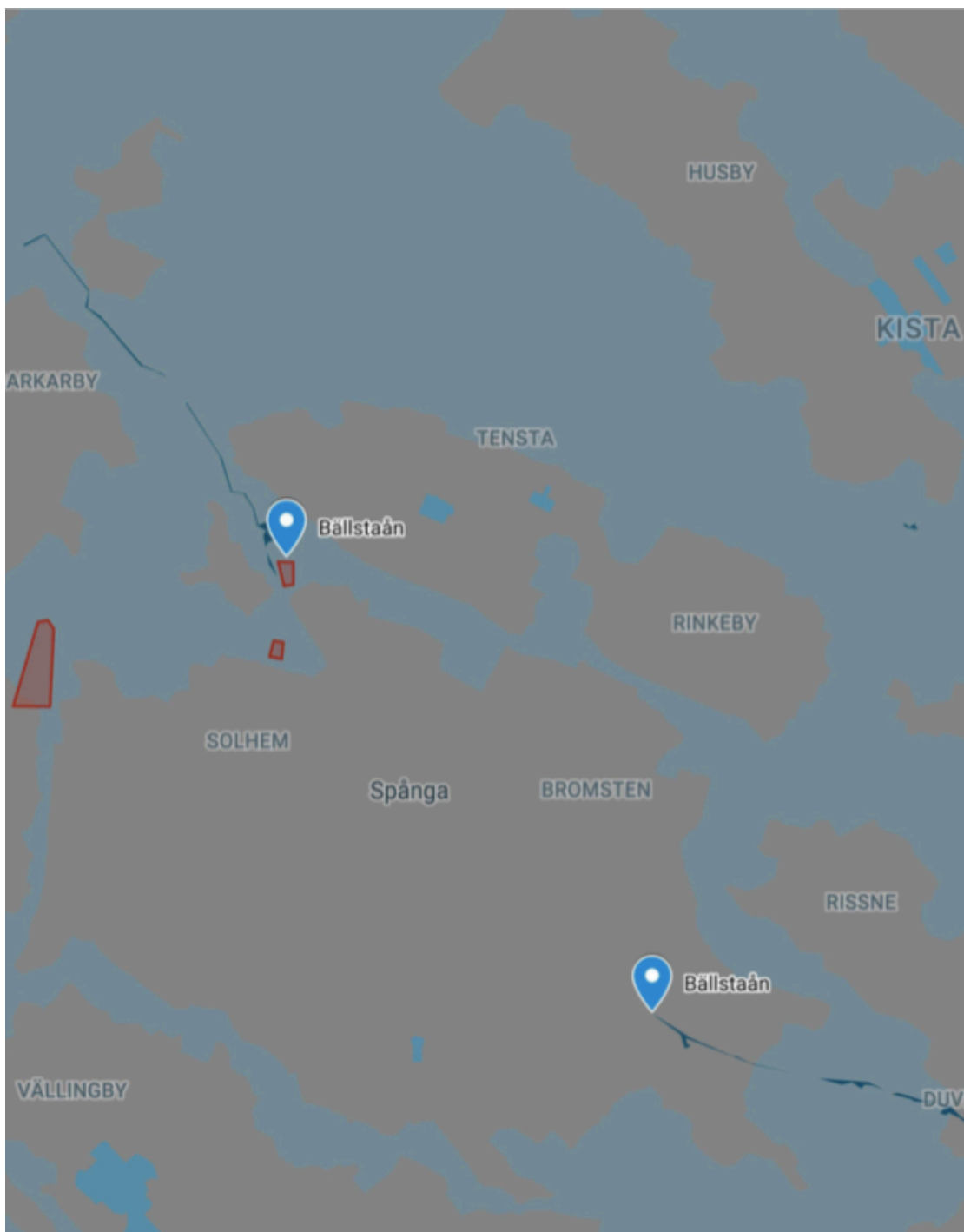
I området kring Kälvesta/Lunda planeras en rad åtgärder att upprättas, varav fyra stycken dagvattendammar. Även dessa kommer ta emot vatten från bl.a. Lunda industriområde (Thörnelöf, 2017b). I fallstudien har hänsyn enbart tagits till de fyra planerade dagvattendammarna men utöver dessa planeras exempelvis också anläggandet av ett magasin. Genomförande tiden för dessa är 2017-2019 (Thörnelöf, 2017b).

#### *Dagvattendamm i Lunda industriområde*

Anläggandet av en damm placerad i direkt anslutning till Lunda industriområde har undersökts av Holmström *et al.* (2014). Någon anläggningstid har dock inte tagits fram, varför samma anläggningstid (3 år) som dammarna ovan kommer att antas.



Figur 5a: Sammanställning över de olika dammarnas ungefärliga geografiska läge. Punkt 1 motsvarar dammarna Tenstadalens vattenpark, punkt 2 dammarna i Lunda/Kälvesta och punkt 3 dammen i direkt anslutning till Lunda industriområde (Holmström *et al.*, 2014; Thörnelöf, 2017b; Google maps, 2018a).



Figur 5b: Dammarnas placering i relation till Ballstaån. Observera att ca 1,4 km av ån går genom en tunnel under Spånga (mellan de blå punkterna) (Thörnelöf, 2017b; Google maps, 2018b).

#### 4.1.3. Nollalternativet

Alla nyttor som har identifierats och kvantifierats har skett i relation till nollalternativet (status quo). Slutresultatet av CBA:n visar alltså vara hur mycket samhället tjänar på åtgärden *i relation till* nollalternativet. Här sattes nollalternativet som en referensnivå på 0 kronor.

Ett annat sätt att göra det på hade varit att för nollalternativet räkna ut den totala utsläppsbelastningen i Ballstaån på kostnadssidan. Då inga nyttor erhålls av nollalternativet



skulle referensnivån vara en negativ siffra. I slutändan skulle samma förhållande mellan nollalternativet och åtgärdsalternativen erhållas men genom ett krångligare tillvägagångsätt.

#### 4.1.4. Tidshorisont

Tidshorisonten beskriver åtgärdernas livslängd och har en stor inverkan på utfallet av CBA:n (Sweco, 2012). Oförutsedda händelser som påverkar livslängden på åtgärderna kan dock alltid inträffa vilket gör att en vald tidshorisont är förknippad med osäkerheter.

Vidare råder det delade meningar kring vilken tidshorisont som är ”standard” för olika åtgärder. Livslängden för konventionella ledningssystem brukar uppskattas till ca 100 år. För dagvattendammar varierar livslängden, enligt litteraturen, mellan 20 – 100 år (Göteborgs Stad, 2015; VISS, 2015; Read & Karras, 2016; VISS, 2016a; SMHI, 2018). I det här arbetet har en tidshorisont på 100 år valts för åtgärdandet av felkopplingar och 50 år för anläggandet av dagvattendammar. För att åtgärdsalternativen ska vara jämförbara krävs att dessa uttrycks över samma tidshorisont. Därför har en ”återinvestering” (nyanläggning) inkluderats i beräkningarna för dagvattendammarna efter 50 år.

Då det för dagvattendammar råder stor osäkerhet kring tidshorisonten har en känslighetsanalys utförts med 25 respektive 100 års tidshorisont, vilket påverkar antalet återinvesteringar.

#### 4.1.5. Diskonteringsränta

Som tidigare nämnts spelar valet av diskonteringsränta stor roll för analysens resultat samt att det för åtgärder som påverkar naturresurser kan vara rimligt att ha en relativt låg diskonteringsränta. Men vad räntan faktiskt ska sättas till varierar också i litteraturen. Exempel på vilken diskonteringsränta olika myndigheter använder redovisas i tabell 5. Observera att uppgifterna i tabellen är från 2010 och kan därmed ha förändrats.

*Tabell 5: Val av diskonteringsränta för några svenska myndigheter, observera att uppgifterna är från 2010 (Lilieqvist, 2010).*

Myndighet	Diskonteringsränta
Boverket	4 %
Naturvårdsverket	4 %
Rikstrafiken	4 %
Skogsstyrelsen	3-4 %
Strålsäkerhetsmyndigheten	2 %
Tandvårds- och läkemedelförmånsverket	3 %
Trafikverket	4 %

Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkylvärden (ASEK), som tar fram den diskonteringsränta som framförallt används i transportsektorn, rekommenderade 2016 en diskonteringsränta på 3,5 % (ASEK, 2016). Då uppgifterna i tabell 5 har några år på nacken, samt att ASEK:s rekommendation vid tiden då uppgifterna samlades in var 4 %, är det inte orimligt att tänka sig att fler myndigheter idag tagit efter ASEK:s senaste rekommendation.

Samtidigt argumenterar Stern (2006) för att framtidens välfärd inte kan värderas lägre än nutidens och att diskonteringsräntan för klimatinvesteringar bör sättas till 1,4 %.

I den här fallstudien har en diskonteringsränta på 3,5 % använts. För att ta hänsyn till Sterns resonemang har även en diskonteringsränta på 1,4 % använts i känslighetsanalysen. I tabell 6 följer ett exempel på hur diskonteringsräntan påverkar ett visst belopp över åren.

*Tabell 6. Räkneexempel på hur olika diskonteringsräntor påverkar ett visst belopp.*

År	Diskonteringsränta		
	3,5 %	1,4 %	0 %
0	1000 kr	1000 kr	1000 kr
1	965 kr	986 kr	1000 kr
2	931 kr	972 kr	1000 kr
3	899 kr	959 kr	1000 kr
<i>Total nytta/kostnad:</i>	<i>3795 kr</i>	<i>3917 kr</i>	<i>4000 kr</i>

## 4.2. STEG 2: KARTLÄGGNING AV NYTTOR OCH KOSTNADER

Här beskrivs de nyttor och kostnader som följer av de olika åtgärdsalternativen. Inga kvantitativa eller semi-kvantitativa nyttor har identifierats. Observera att endast de monetära värderingarna utreds vidare i nästa steg.

Att det är svårt att göra säkra uppskattningar inom denna typ av frågor bekräftas av Thörnelöf (2017b) i utkastet till lokal åtgärdsplan för Ballstaån. Där har Sweco och Stockholm Vatten utfört beräkningar för samma dagvattenanläggningar men fått resultat som skiljer sig fem gånger i storlek.

### 4.2.1. Identifiering av kostnader

#### Åtgärda felkopplingar

##### *Spåra felkopplingar – monetär värdering*

För att kunna åtgärda felkopplingarna måste dessa först hittas. Detta kan göras genom flera olika metoder, där de flesta bygger på att spåra felkopplingarna uppströms. Att spåra felkopplingar kan vara ett relativt tidskrävande och kostsamt steg.

##### *Koppla om ledningar – monetär värdering*

Om en felkoppling väl hittas måste denna rättas till. Detta brukar kräva att ledningarna grävs upp och att en sakkunnig person gör omkopplingen. Beroende på var felkopplingen är gjord är det inte ovanligt att kostnaden landar på fastighetsägaren (Hildebrand, 2009; Nordmark, 2016).

##### *Spillvatten till reningsverk – monetär värdering*

När felkopplingar åtgärdas kommer mer spillvatten belasta avloppsreningsverken vilket i sin tur leder till en ökad kostnad för dessa. Huruvida denna kostnad bör räknas med eller inte kan diskuteras. Det går nämligen att argumentera för att reningsverken endast belastas med den mängd vatten som var tänkt från början och att det därför inte borde ses som en ökad samhällskostnad. I den här fallstudien har valet ändå gjorts att inkludera detta som en kostnad som värderas monetärt.

##### *Underhåll av ledningssystem – förkastad värdering*

Huruvida kostnader för kontinuerligt underhåll av ledningssystemet bör räknas med är inte helt självklart. Då det får antas att samma mängd underhåll som skett innan kommer fortsätta ske nu (att ledningarna underhålls innebär inte per automatik att eventuella felkopplingar



hittas) går det att argumentera för att detta inte ger en ökad samhällskostnad. Underhåll av ledningssystem har därför inte värderats alls i fallstudien.

### **Anlägga dagvattendammar**

#### Konstruktion och material – monetär värdering

Den stora kostnaden för dagvattendammar är själva konstruktions- och materialkostnaden. Denna har värderats monetärt utifrån givna kostnadsdata.

#### Drift och underhåll – monetär värdering

För att dagvattendammar ska verka effektivt genom hela tidshorisonten finns det vissa drift- och underhållskostnader att ta hänsyn till. Genom kontinuerligt underhåll minskar risken för att dammen tappar i funktion och därmed i effektivitetsgrad (VISS, 2016a). Även denna har värderats monetärt utifrån givna kostnadsdata.

#### Återinvestering – monetär värdering

Då anläggandet dagvattendammar har räknats på en kortare tidshorisont än åtgärdandet av felkopplingar har återinvesteringskostnader tagits hänsyn till för möjliggöra en jämförelse.

#### Markkostnad – kvalitativ värdering

Dagvattendammar kan vara relativt platskrävande vilket innebär att mark som samhället annars hade kunnat bruka till annat går förlorad. Beroende på vart dammarna placeras kan dessutom markpriset vara av stor betydelse. Denna kostnad har endast värderats kvalitativt.

## **4.2.2. Identifiering av nyttor**

### **Åtgärda felkopplingar**

#### Vattenrening – monetär och kvalitativ värdering

Nyttan med att åtgärda felkopplingarna är naturligtvis att orenat spillvatten inte fortsätter förorena ån. Att åtgärda felkopplingarna skulle därför kunna relateras till ekosystemtjänsten vattenrening. Det handlar framförallt om BOD, fosfor- och kväveföroreningar, varav de två sistnämnda också är de föroreningar som har värderats monetärt i arbetet.

Det finns även en rad andra föroreningar som finns i spillvatten och vars minskning i ån blir till en nytta. Exempelvis lyfter Thörnelöf (2017b) att åtgärdandet av felkopplingar bedöms vara en starkt bidragande faktor till att nå reduktionsmålet för ammoniak, som är ett av de prioriterade ämnena (se tabell 4). Även de stundtals höga bakteriehalterna i ån härleds till att bero på felkopplat spillvatten (Thörnelöf, 2017b). Då data och schablonvärden för dessa inte har hittats nämns dessa endast som kvalitativa värden.

### **Anlägga dagvattendammar**

#### Vattenrening – monetär och kvalitativ värdering

Hur effektivt en damm renar föroreningar varierar beroende på hur dammen är byggd (Pramsten, 2010). I denna fallstudie kommer rening av fosfor- och kväveföroreningar värderas monetärt för att kunna jämföras med åtgärdandet av felkopplingar.

Dagvattendammar bidrar också till signifikant rening av andra dagvattenföroreningar, t.ex. olika metaller (Ahlman *et al.*, 2007). Då dessa har varit svåra att hitta data och schablonvärden för nämns deras reduktion endast som kvalitativa värden.

#### Rekreativa värden – kvalitativ värdering

Många studier visar på att rekreativa värden såsom sjöar och naturområden ökar välbefinnandet hos människor. Studier indikerar också på att fastigheter som ligger i anslutning till grönområden får ett ökat fastighetsvärde (Read & Karras, 2016). Då en dagvattendamm förutom vattenrening också bidrar till en stående vattenspegel kan detta ses som ett rekreativt värde (Johansson & Boklund, 2016).

Tenstadalen är exempelvis redan idag en populär rekreationsplats för boende i närområdet och de tillkommande dagvattendammarna förväntas ge relativt stora rekreativa värden (Wetterstrand, 2017; Stockholm stad, 2018).

Två olika försök att värdera de rekreativa värdena monetärt har gjorts men utan några tillförlitliga resultat att redovisa. Båda försöken grundade sig i att hitta en korrelation mellan olika fastigheters priser och deras närhet till grön- och vattenområden. I det ena fallet användes en tidigare uppskattad värdeökning på 24 kr per kvadratmeter grönyta per person och år (Nilsson, Bengtsson, & Klæboe 2014 se Read & Karras, 2016). I det andra fallet användes en uppskattning på att närhet till dagvattendammar ökar fastighetspriset med 5-15 % (Lutz, 2012).

Dessvärre visade sig båda fallen kräva underlag och data som inte lyckades tas fram under arbetets gång. Några mindre försök gjordes med approximationer, men det insågs snabbt att osäkerheten bakom dessa approximationer skulle vara för stor för att ge tillförlitliga resultat. En annan viktig faktor, som påverkar hur väl de två uppskattade värdena (24 kr/m<sup>2</sup> grönyta och 5-15 % ökning i fastighetspris) är tillämpbara i denna fallstudie, är att t.ex. Tenstadalen redan idag är ett grönområde. Det är således stor skillnad mellan att anlägga en dagvattendamm i ett redan befintligt grönområde kontra att anlägga det i ett icke-grönområde, vilket gör att de uppskattade värdena kanske skulle behöva räknas ned för att vara tillämpbara.

De rekreativa nyttorna har således endast värderats kvalitativt.

#### Översvämningsskydd – kvalitativ värdering

Dagvattendammar möjliggör fördröjning vid kraftig avrinning vilket bidrar till minskad översvämningsskydd. Att göra en monetär värdering av en minskad översvämningsskydd är en omfattande process och då fallstudien främst syftar till att undersöka vattenkvaliteten har en sådan värdering avgränsats bort. Istället nämns minskad översvämningsskydd som en kvalitativ nytta. Vidare har på-plats underlag saknats för att en monetär värdering skulle vara möjlig att utföra. Exempelvis nämner Wetterstrand (2017) att dammarna i Tenstadalen beräknas minska översvämningsskydden i Bromsten, ett område i anslutning till Bällstaån, men en kvantifiering av denna nytta anses av samma författare också vara svår att göra.

#### Biodiversitet – kvalitativ värdering

Dagvattendammar kan också bidra till en ökad biologisk mångfald (VISS, 2016a). Även här har bristande underlag lett till att denna nytta endast nämns som en kvalitativ nytta.

Resultatet av detta steg sammanfattas i tabell 7.

*Tabell 7: Sammanfattning av kartlagda nyttor och kostnader för åtgärdsalternativen.*

KOSTNADER		VÄRDERING	
ÅTGÄRDSALTERNATIV		ÅTGÄRDA FELKOPPLINGAR	
Spåra felkopplingar		Monetärt	

Koppla om ledningar	Monetärt
Spillvatten till reningsverk	Monetärt
Underhåll av ledningssystem	Förkastat
ÅTGÄRDSALTERNATIV ANLÄGGA DAGVATTENDAMMAR	
<i>Tenstadalen</i>	
Konstruktion och material	Monetärt
Drift och underhåll	Monetärt
Återinvestering	Monetärt
Markkostnad	Kvalitativt
<i>Kälvesta/Lunda</i>	
Konstruktion och material	Monetärt
Drift och underhåll	Monetärt
Återinvestering	Monetärt
Markkostnad	Kvalitativt
<i>Lunda industriområde</i>	
Konstruktion och material	Monetärt
Drift och underhåll	Monetärt
Återinvestering	Monetärt
Markkostnad	Kvalitativt

NYTTOR	VÄRDERING
ÅTGÄRDSALTERNATIV ÅTGÄRDA FELKOPPLINGAR	
Vattenrening	Monetärt + kvalitativt
ÅTGÄRDSALTERNATIV ANLÄGGA DAGVATTENDAMMAR	
<i>Tenstadalen</i>	
Vattenrening	Monetärt + kvalitativt
Rekreation	Kvalitativt
Översvämningsskydd	Kvalitativt
Biodiversitet	Kvalitativt
<i>Kälvesta/Lunda</i>	
Vattenrening	Monetärt + kvalitativt
Rekreation	Kvalitativt
Översvämningsskydd	Kvalitativt
Biodiversitet	Kvalitativt
<i>Lunda industriområde</i>	
Vattenrening	Monetärt + kvalitativt
Rekreation	Kvalitativt
Översvämningsskydd	Kvalitativt
Biodiversitet	Kvalitativt

### 4.3. STEG 3: KONVERSION TILL MONETÄRA TERMER

Vid den monetära värderingen av de olika nyttorna och kostnaderna medförde bristande data och underlag att uppskattningar och antaganden i somliga fall var tvungna att göras.

Det har visat sig vara svårt att finna schablonvärden för samtliga föroreningar som släpps ut via dag- och spillvatten, varför den monetära nyttan av vattenreningen (här presenterat endast som fosfor- och kvävereduktion) förmodligen är underdriven. Då orenat spillvatten generellt

innehåller mer föroreningar än dagvatten kan den bortfallna nyttan antas vara högre för denna (UNEP & Murdoch University, 2001).

#### **4.3.1. Monetär konversion av kostnader**

##### **Åtgärda felkopplingar**

###### Spåra felkopplingar

Det har i arbetet inte varit möjligt att ta fram en exakt siffra för hur mycket det kostade att spåra de fyra felkopplingarna i Bällstaåns avrinningsområde. Denna kostnad har därför uppskattats med hjälp av tidigare kostnadskalkyler.

I Huddinge har ett liknande spårningsprojekt utförts. Där uppgick arbetsinsatsen för att spåra 600 ha till ungefär 160 timmar. Utifrån detta gjorde Holmström *et al.* (2014) en uppskattning att hela Bällstaåns avrinningsområde skulle kosta 0,96 Mkr att spåra, och Stockholms stads del av avrinningsområdet 0,4 Mkr. Detta utifrån en antagen timkostnad på 1000 kr/timme.

En annan siffra som kan jämföras med är den som lyfts i förslaget till åtgärdsprogram. Där beräknas den årliga kostnaden för att fortsätta spåra felkopplingar i ledningsnätet uppgå till 0,8 Mkr (Thörnelöf, 2017b).

Det är därför rimligt att tänka sig att kostnaden för att spåra de fyra felkopplingarna bör ha landat någonstans mellan 0,4 - 1 Mkr. I den här fallstudien valdes ett värde på 0,8 Mkr då det är denna kostnad som finns uttryckt i förslaget till åtgärdsprogram för Bällstån samt att det är medeltalet av ovan nämnda intervall.

###### Koppla om ledningar

Det har inte heller varit möjligt att ta fram en exakt siffra för hur mycket det har kostat att koppla om ledningarna. Då felkopplingar ofta är förlagda inom tomtmarken är det vanligt att fastighetsägaren (ofta privatpersoner) får stå för kostnaden, därför är det också svårt att hitta någon generell kostnadsstatistik. Dessutom kan kostnaden variera i storlek. En kostnadsuppskattning, gjord för det omvända fallet där dagvatten kopplats på spillvatten, som borde vara aktuell även här är att åtgärdandet av felkopplingar landar någonstans mellan 10 000 – 100 000 kronor per felkoppling (Nordmark, 2016).

Efter samråd med Söderdahl (2018) som arbetar med yttre VA & ledningssamordning på Sweco bekräftades att en summa på ca 40 000 kr är en rimlig kostnad för att åtgärda en felkoppling, även om summan kan variera från fall till fall. Denna siffra har sin grund i ett gammalt ramavtal från Stockholm Vatten och Avfall (2005) där en jordschaktsgrop på 30 m<sup>2</sup> för VA-ledningar var prissatt till 25 000 kr, vilket med dagens penningvärde motsvarar 29 000 kr. Vidare uppskattade Söderdahl att de materiella kostnaderna för en ledningsomkoppling uppgår till ca 5 000 kr. Efter att ha inkluderat en säkerhetsmarginal ansågs därför en summa på 40 000 kr per åtgärdad felkoppling vara en rimlig uppskattning. Kostnaden för att koppla om de fyra felkopplingarna uppgår därför till ca 160 000 kr.

###### Spillvatten till avloppsreningsverk

Kubikmeterpriset för att rena spillvatten varierar mellan ca 6,7- 17,5 kronor (Sollentuna Energi och Miljö, 2017; Göteborgs Stad, 2018; Kävlinge kommun, 2018; Kungsbacka kommun, 2018). Här har ett värde på 6,9 kronor/kubikmeter valts då det är detta värde som används i Stockholm stad (Stockholm Vatten och Avfall, 2018).

Inget uppmätt värde för hur stor volym spillvatten de fyra felkopplingarna har släppt ut har hittats. Därför har ett sådant värde approximerats genom att använda den givna fosforbelastningens massa kombinerat med vanlig koncentration av fosfor i spillvatten.

De fyra felkopplingarna uppskattas ha belastat Bällstaån med 25-50 kg fosfor/år (Thörnelöf, 2017b). Naturvårdsverket (2013) skriver att en vanlig koncentration av fosfor i spillvatten är 4-10 mg/l. Här har en fosforhalt på 7 mg/l använts. Utifrån dessa uppgifter approximerades mängden spillvatten från felkopplingarna till ca 3600 – 7100 m<sup>3</sup>/år. Monetärt motsvarar det en årlig kostnad på ca 25 000 – 50 000 kr.

#### **Anlägga dagvattendammar - Tenstadalen**

Kostnadsdata för att anlägga de två dammarna i Tenstadalen återfinns i förslaget till åtgärdsprogram för Bällstaån. Där uppskattas investeringskostnaden uppgå till 22 Mkr med en driftkostnad på 0,4 Mkr/år (Thörnelöf, 2017b). Då tidshorisonten för dagvattendammar här har valts till hälften av tidshorisonten för att åtgärda felkopplingar behöver en återinvestering ske efter 50 år för att de två åtgärdsalternativen ska vara jämförbara. Därför tillkommer en återinvesteringskostnad på ytterligare 22 Mkr.

#### **Anlägga dagvattendammar – Kälvesta/Lunda**

Anläggningskostnaden för de fyra dammarna i Kälvesta/Lunda uppgår till 37,5 Mkr. Likt föregående fall kommer en återinvestering att behöva ske efter 50 år. Driftkostnaden för dammarna har beräknats uppgå till 0,5 Mkr/år (Thörnelöf, 2017b).

#### **Anlägga dagvattendammar – Lunda industriområde**

Anläggningskostnaden för dammen i Lunda industriområde har beräknats uppgå till 4,1 Mkr (Holmström *et al.*, 2014). Det finns inte någon driftkostnad uträknad för denna specifika damm men Holmström *et al.* (2014) gör en approximation att en damm i storleksordningen 3000 m<sup>2</sup> kostar ca 0,085 Mkr/år i driftkostnader. Då dammen i Lunda industriområde har beräknats uppgå till 3670 m<sup>2</sup> borde denna approximation vara aktuell även här. Det bör dock noteras att både anläggningskostnaden och denna årliga driftkostnad är betydligt mindre än motsvarande kostnader för övriga dammar. Att det råder stor kostnadsskillnad mellan dammarna i rapporten skriven av Holmström *et al.* (2014) och Thörnelöf (2017b) lyfts av den senare författaren som skriver att Stockholm Vatten bedömt investeringskostnaderna vara ca 5 gånger högre än de beräknade av Holmström *et al.* (2014).

### **4.3.2. Monetär konversion av nyttor**

#### **Åtgärda felkopplingar**

Monetär värdering av vattenrening kan ske på olika sätt. Ett sätt är att titta på reduktionen av utvalda föroreningar och jämföra dessa mot schablonvärden som t.ex. Naturvårdsverket tagit fram. Ett annat sätt är att ge varje m<sup>3</sup> renat vatten ett visst värde (Read & Karras, 2016). I den här studien har det förstnämnda alternativet använts.

I förslaget till åtgärdsprogram för ån uppskattas åtgärdandet av de fyra felkopplingarna ha reducerat tillförseln av fosfor med ca 25-50 kg fosfor per år (Thörnelöf, 2017b). Någon uppskattning av vilken mängd andra relevanta ämnen som har reducerats har inte gjorts. Utifrån data i tabell 3 kan en generell relation mellan fosfor och kväve sättas till 1:8,5. Dvs. för varje reducerat kg fosfor reduceras 8,5 kg kväve. Det skulle innebära att den reducerade mängden kvävetillförsel i ån uppgår till ca 213 – 425 kg per år. Observera att detta är en uppskattning på en tidigare gjord uppskattning vilket gör att osäkerheten är hög.

Naturvårdsverket har på uppdrag av regeringen tagit fram schablonvärden för hur mycket en årlig reduktion av fosfor- och kvävetillförsel är värd per kg (Naturvårdsverket, 2018a). Det finns även flera andra arbeten som syftat till att göra liknande uppskattningar. I tabell 8 har olika schablonvärden som har identifierats i litteraturen sammanställts. I litteraturen tenderar de flesta schablonvärden att vara framtagna för marina vatten eller kustvatten. Det har i synnerhet varit svårt att hitta schablonvärden för kvävereduktion i sötvattenmiljöer. Vahtra (2017) använder värden för kustvatten och marina vatten som en approximation för sötvatten. Samma typ av approximation har gjorts här då Bällstaån består av sötvatten.

*Tabell 8: Schablonvärden för reducerad mängd fosfor och kväve*

Schablonvärde, reducerad tillförsel av fosfor (kr/kg)	Schablonvärde, reducerad tillförsel av kväve (kr/kg)	Källa
4850 kr	73 kr**	Naturvårdsverket (2018b)
1023 kr*	31 kr*	Kinell <i>et al.</i> (2009)
670 kr	90**	Ahlroth & Finnveden (2011); Vahtra (2017)

ingen markering = sötvatten

\* = marina vatten

\*\* = kustvatten

Här har de värden för kväve och fosfor som Naturvårdsverket tagit fram valts då dessa är de senast uppdaterade. Med dessa värden har åtgärdandet av de fyra felkopplingarna beräknats ge en årlig nytta på ca 120 000 – 240 000 kr i fosforreduktion och ca 15 000 – 30 000 kr i kvävereduktion.

### **Anlägga dagvattendammar - Tenstadalen**

Enligt förslaget till åtgärdsprogram för Bällstaån uppskattas de två dammarna i Tenstadalen reducera mängden fosfortillförsel med 46 kg/år (Thörnelöf, 2017b). Den reducerade mängden kvävetillförsel uttrycks inte i åtgärdsprogrammet och har därför approximerats likt för fallet med felkopplingar.

Dagvattnet som når Tenstadalens vattenpark kommer bland annat från Lunda industriområde (Thörnelöf, 2017b). I en studie utförd av Ahlman *et al.* (2007) modelleras just en dagvattendamm för att ta hand om dagvattnet från Lunda. Studien visar ett reduktionsförhållande mellan fosfor och kväve på 5:33. Dvs. för varje kg fosfor renas 6,6 kg kväve. En approximation gav då att de två dammarna i Tenstadalen reducerar kvävetillförseln med ca 300 kg/år.

Enligt samma resonemang kring schablonvärden som tidigare kunde den årliga monetära nyttan av dagvattendammarna beräknas till ca 220 000 kr med avseende på fosforreduktion och ca 20 000 kr med avseende på kvävereduktion.

### **Anlägga dagvattendammar – Kälvesta/Lunda**

I förslaget till åtgärdsprogram för Bällstaån uppskattas dammarna i Kälvesta/Lunda reducera den årliga fosfortillförseln med 37 kg. Med samma antaganden och approximationer som ovan har den årliga reducerade kvävetillförseln beräknats till ca 245 kg. Den årliga monetära

nyttan har då beräknats till ca 180 000 kr med avseende på fosforreduktion och ca 18 000 kr med avseende på kvävereduktion.

### Anlägga dagvattendammar – Lunda industriområde

Dammen i Lunda industriområde beräknas reducera mängden fosfor i ån med 28 kg/år (Holmström *et al.*, 2014). Med samma antaganden och approximationer som tidigare har den reducerade mängden kvävetillförsel uppskattats till ca 185 kg/år. I monetära termer blir då den årliga nyttan ca 136 000 kr med avseende på fosforreduktion och ca 14 000 kr med avseende på kvävereduktion.

Resultatet av den monetära värderingen sammanfattas i tabell 9. De beräknade värdena som presenteras är i avrundad form. Användandet av för många signifikanta siffror indikerar att det presenterade resultatet är säkerställt med hög noggrannhet. Då det ligger flera approximationer och osäkerheter bakom beräkningarna anses det därför befogat att presentera resultaten på detta sätt.

Tabell 9: Sammanfattning av monetär konversion av identifierade nyttor (positiva värden) och kostnader (negativa värden).

ÅTGÄRD	VÄRDE
<b>ÅTGÄRDSALTERNATIV: ÅTGÄRDA FELKOPPLINGAR</b>	
Spåra felkopplingar	– 800 000 kr
Koppla om ledningar	– 160 000 kr
Spillvatten till reningsverk	– 25 000 – 50 000 kr/år
Fosforreduktion	+ 120 000 – 240 000 kr/år
Kvävereduktion	+ 15 000 – 30 000 kr/år
<b>ÅTGÄRDSALTERNATIV: ANLÄGGA DAGVATTENDAMMAR</b>	
<i>Tenstadalen</i>	
Investeringskostnad	– 22 Mkr
Återinvesteringskostnad	– 22 Mkr
Drift och underhåll	– 400 000 kr/år
Fosforreduktion	+ 220 000 kr/år
Kvävereduktion	+ 20 000 kr/år
<i>Kälvesta/Lunda</i>	
Investeringskostnad	– 37,5 Mkr
Återinvesteringskostnad	– 37,5 Mkr
Drift och underhåll	– 500 000 kr/år
Fosforreduktion	+ 180 000 kr/år
Kvävereduktion	+ 18 000 kr/år
<i>Lunda industriområde</i>	
Investeringskostnad	– 4,1 Mkr
Återinvesteringskostnad	– 4,1 Mkr
Drift och underhåll	– 85 000 kr/år
Fosforreduktion	+ 136 000 kr/år
Kvävereduktion	+ 14 000 kr/år

#### 4.4. STEG 4: DISKONTERING

I den här fallstudien valdes en diskonteringsränta på 3,5 %.

Anläggningstiden för dagvattendammarna i Tenstadalen beräknas vara 3 år (Thörnelöf, 2017b) och investeringskostnaden kommer fördelas jämnt och diskonteras över denna tidsperiod. Samma sak gäller vid återinvesteringen som sker efter 50 år. Under dessa två tidsperioder (första anläggningen samt återinvesteringen) beaktades inga ytterligare kostnader eller nyttor. Samma förhållanden och premisser gäller för dammarna vid Kälvesta/Lunda (Thörnelöf, 2017b). För dammen vid Lunda industriområde kunde ingen beräknad anläggningstid hittas, därför har ovanstående anläggningstid och tillvägagångssätt antagits även för denna damm.

I fallet med felkopplingarna har spårning och omkoppling beräknats ske under första året, varför dessa kostnader ej diskonterats. Då ingen återinvestering sker har nyttorna diskonterats över hela tidsperioden.

#### 4.5. STEG 5: NETTONUVÄRDEBERÄKNING

För de kostnads- och nyttoposter där ett intervall av värden har erhållits har ett medelvärde använts. Beräkningarna för att ta fram NNV har gjorts med hjälp av ekvation 1. I tabell 10 sammanfattas de värden som har använts som inparametrar i beräkningarna.

Tabell 10: Sammanfattning av de värden som används i beräkningarna för att ta fram NNV.

ÅTGÄRD	VÄRDE
ÅTGÄRDSALTERNATIV: ÅTGÄRDA FELKOPPLINGAR	
Spåra felkopplingar	- 800 000 kr
Åtgärda felkopplingar	- 160 000 kr
Spillvatten till reningsverk	- 37 500 kr/år
Fosforreduktion	+ 180 000 kr/år
Kvävereduktion	+ 22 500 kr/år
ÅTGÄRDSALTERNATIV: ANLÄGGA DAGVATTENDAMMAR	
<i>Tenstadalen</i>	
Investeringskostnad	- 22 Mkr
Återinvesteringskostnad	- 22 Mkr (efter 50 år)
Drift och underhåll	- 400 000 kr/år
Fosforreduktion	+ 220 000 kr/år
Kvävereduktion	+ 20 000 kr/år
<i>Kälvesta/Lunda</i>	
Investeringskostnad	- 37,5 Mkr
Återinvesteringskostnad	- 37,5 Mkr (efter 50 år)
Drift och underhåll	- 500 000 kr/år
Fosforreduktion	+ 180 000 kr/år
Kvävereduktion	+ 18 000 kr/år
<i>Lunda industriområde</i>	
Investeringskostnad	- 4,1 Mkr
Återinvesteringskostnad	- 4,1 Mkr (efter 50 år)
Drift och underhåll	- 85 000 kr/år



Fosforreduktion	+ 136 000 kr/år
Kväverreduktion	+ 14 000 kr/år

Resultatet av nettonuvärdesberäkningarna för de olika åtgärdsalternativen har sammanfattats numeriskt i tabell 11.

Av tabellen framgår att åtgärdandet av felkopplingarna ger en större vinst än anläggandet av dagvattendammarna, där samtliga dammar ger ett negativt utfall i analysen. Det negativa utfallet kan till stor del förmodligen förklaras med att flera nyttor (t.ex. rekreativa värden) ej värderats monetärt. Resultatet bör därför främst ses som en indikation på vilket åtgärdsalternativ som är mest kostnads-nyttoeffektivt med avseende på vattenrening av kväve och fosfor då det framförallt är denna ekosystemtjänst som värderats monetärt.

*Tabell 11: Resultat av nettonuvärdesberäkningarna med 3,5 % diskonteringsränta och 100 års tidshorisont för åtgärdandet av felkopplingar samt 50 års tidshorisont för anläggandet av dagvattendammar.*

ÅTGÄRDSALTERNATIV	NETTONUVÄRDE (NNV)
Åtgärda felkopplingar	+ 3,78 Mkr
Anlägga dagvattendammar <i>Tenstadalen</i>	- 28,7 Mkr
Anlägga dagvattendammar – <i>Kälvesta/Lunda</i>	- 49,7 Mkr
Anlägga dagvattendammar – <i>Lunda industriområde</i>	- 2,96 Mkr

#### 4.6. STEG 6: KÄNSLIGHETSANALYS

I kostnads-nyttoanalysens sista steg gjordes en känslighetsanalys där olika parametrar ändrades för att se hur analysens utfall varierade med förändrade förutsättningar. På grund av tidsbrist begränsades antalet parametrar som testades. Följande förändringar undersöktes.

- Analysens utfall om diskonteringsräntan ändrades till 1,4 %.
- Analysens utfall vid ett ”värsta/bästa” scenario. Vid ett värsta scenario antogs samtliga kostnader öka med 10 % och alla nyttor sjunka med 10 %. Vid ett bästa scenario sker det omvända. Detta gjordes för båda en diskonteringsränta på 3,5 % och 1,4 %.
- Den valda tidshorisontens inverkan på dagvattendammarnas utfall undersöktes genom att testa att sätta tidshorisonten till 25 respektive 100 år. Om tidshorisonten är 25 år kommer alltså tre återinvesteringar att behöva göras medan inga återinvesteringar är nödvändiga vid en tidshorisont på 100 år. Båda dessa gjordes för diskonteringsräntorna 3,5 % och 1,4 % samt för ”värsta/bästa” scenario.

Resultatet av känslighetsanalysen presenteras i matrisform i tabell 12. Observera att samtliga värden är i miljoner kronor (Mkr). Åtgärdandet av felkopplingar gav i samtliga fall positiva NNV. Anläggandet av dagvattendammar gav i alla variationer förutom en negativa NNV.

En lägre diskonteringsränta innebar att såväl kostnader som nyttor värderades högre genom att deras initiala värden inte avskrevs lika snabbt. Höga investeringskostnader och flera återinvesteringar tenderade att slå hårt med den lägre diskonteringsräntan. Då investeringskostnaden endast diskonterades under anläggningstiden resulterade en låg diskonteringsränta i att denna kostnad inte hann sjunka i värde. Med andra ord, den lägre diskonteringsräntan (1,4 %) gav ett lägre NNV om åtgärdsalternativet hade stora

investeringskostnader och/eller flera återinvesteringar, jämfört med vad den högre diskonteringsräntan (3,5 %) gjorde.

Att en kortare tidshorisont ger upphov till ett lägre NNV beror givetvis på ökade kostnader pga. fler återinvesteringar. På samma sätt resulterar en längre tidshorisont i ett högre NNV.

Tabell 12: Sammanställning av känslighetsanalys. Värden i Mkr.

	Disk. ränta 3,5 %	$\Delta - 10\%$ , Disk. ränta 3,5 %	$\Delta + 10\%$ , Disk. ränta 3,5 %	Disk. ränta 1,4 %	$\Delta - 10\%$ , Disk. ränta 1,4 %	$\Delta + 10\%$ , Disk. ränta 1,4 %	
<b>Åtgärda felkopplingar, tidshorisont</b>							
100 år (Mkr)	3,78	2,98	4,55	8,06	6,65	9,46	
<b>Dammar Tenstadalen, tidshorisont:</b>							
25 år (Mkr)	- 37,5	- 42,4	- 32,6	- 60,7	- 69	- 52,3	
50 år (Mkr)	- 28,7	- 32,8	- 24,7	- 40,1	- 46,6	- 33,7	
100 år (Mkr)	- 25,4	- 29,2	- 21,6	- 30	- 35,4	- 24,5	
<b>Dammar Kälvesta/Lunda, tidshorisont:</b>							
25 år (Mkr)	- 64,6	- 72	- 57,2	- 105	- 117	- 92,4	
50 år (Mkr)	- 49,7	- 55,7	- 43,8	- 69,9	- 78,8	- 60,9	
100 år (Mkr)	- 44	- 49,4	- 38,6	- 52,6	- 59,9	- 45,3	
<b>Dammar Lunda industriområde, tidshorisont:</b>							
25 år (Mkr)	- 4,72	- 5,91	- 3,53	- 6,83	- 8,93	- 4,74	
50 år (Mkr)	- 2,96	- 4,01	- 1,9	- 2,71	- 4,49	- 0,93	
100 år (Mkr)	- 2,29	- 3,29	- 1,29	- 0,68	- 2,3	0,93	

## **5. DISKUSSION**

### **5.1. JURIDIK**

Lagstiftningen som gäller för vattenkvaliteten, miljö kvalitetsnormer och kompensationsåtgärder är inte helt enkel att tolka och än mindre att dra några slutsatser från. Det är också ett område inom vilket mycket arbete görs för att få det att bli mer EU-konformt, vilket i sig ger upphov till frågor kring hur EU:s lagstiftning skall tolkas. När det kommer till kompensationsåtgärder skulle i vissa avseenden en mer samlad lagstiftning vara önskvärt. Idag nämns kompensationsåtgärder utspritt mellan olika paragrafer, och det känns inte heller helt självklart när dessa får nyttjas och inte. Genom åren har Mark- och miljööverdomstolen gjort olika tolkningar av begreppet och när det får användas.

Vad som faktiskt räknas som en kompensationsåtgärd, och när i processen hänsyn ska tas till en sådan, är av stor vikt. Dagens praxis, att en kompensationsåtgärd inte kan användas för att tillåta en verksamhet som annars hade funnit avslag, innebär att kompensationsåtgärder snarare ses som en möjlighet att utkräva kompensation för något som redan har skett eller inte går att undvika. Ett annat sätt att tolka kompensationsåtgärder hade varit att se det som en möjlighet att sätta in skyddsåtgärder utanför ett planområde istället för innanför pga. t.ex. höga kostnader eller bättre reningseffekt. Med en sådan tolkning skulle det kunna vara ett initiativ från verksamhetsutövare att använda kompensationsåtgärder.

Det går att se fördelar och nackdelar med båda tolkningarna. En fördel med den senare tolkningen skulle kunna vara att större och mer akuta miljöproblem kanske kan identifieras och adresseras tidigare. En exploatör skulle kunna beredas möjlighet att sätta in sina skyddsåtgärder på annan plats om denna kan bevisa att det resulterar i en totalt sett större miljönytta än om åtgärderna sätts in inom planområdet. En nackdel kan vara att det i praktiken skulle kunna resultera i att fokus flyttas till att hitta de billigaste kompensationsåtgärderna samt att exploatörer med tillräckligt stort kapital kan betala sig till att få igenom exploateringar på känslig mark.

Med dagens lagstiftning är det ytterst osannolikt att åtgärdandet av felkopplingar skulle kunna nyttjas som en kompensationsåtgärd till dagvattenföroreningar, dels pga. att det i spillvatten och dagvatten finns olika typer av föroreningar, så minskade mängder spillvatten innebär inte nödvändigtvis en ekvivalent minskning av samma föroreningar som för dagvatten. Men det kan också bli problem då olika personer "äger" ansvaret att åtgärda felkopplingarna samt att det skulle gå emot praxis vad gäller tillåtelse av kompensationsåtgärder.

### **5.2. ÅTGÄRDA FELKOPPLINGAR OCH ANLÄGGA LOD**

Ett syfte med det här arbetet har varit att ge upphov till en diskussion kring hur samhällets resurser bäst allokeras och om det utrymme LOD får vid frågor rörande vattenkvaliteten är proportionerligt. För detta har fallet med felkopplingar jämförts med dagvattendammar. Att dra någon generell slutsats är väldigt svårt, och syftet har inte heller varit att ställa LOD mot avslag. Det har istället handlat om att belysa att det idag läggs väldigt mycket fokus på att implementera LOD-lösningar, och ställa frågan om detta är proportionerligt om man jämför med andra insatser som skulle kunna göras för att förbättra vattenkvaliteten.

Att åtgärda felkopplingar och anlägga dagvattendammar är två väldigt olika typer av åtgärder. Det har ibland resulterat i att en jämförelse dem emellan har varit som att jämföra äpplen med päron, vilket i sig kan vara nog så relevant om man på förhand inte vet vilken som smakar bäst.

Dagvattendammar är ett mer allmänt åtgärdsalternativ, där en stor fördel är att de kan generera fler nyttor än enbart vattenrening, vilket är ett återkommande fenomen vad gäller LOD-lösningar. Dessa bidrar ofta med positiva synergieffekter av olika slag. Användandet av dagvattendammar går historiskt långt tillbaka (Geggel, 2014) och jämfört med felkopplingar har det funnits mycket material och data att tillgå.

Att åtgärda felkopplingar har en betydligt mer strikt nyttobas, som egentligen endast handlar om att förbättra vattenkvaliteten. Ett stort problem under det här arbetets gång har varit bristen på material och data vad gäller felkopplingar. Under arbetet har försök gjorts att komma i kontakt med personer som arbetar med dessa frågor men utan resultat. Mycket av arbetet bygger därför på de få studier som hittats. Allvaret i problemet och bristen på underlag är i sig ett tecken på att detta är ett område där kunskap saknas och som behöver uppmärksammas och undersökas ytterligare.

Valet att undersöka just felkopplingar som kompensationsåtgärd och dagvattendammar som LOD-åtgärd var från start inte helt självklart. På många sätt kanske två mer lättjämförbara åtgärder hade underlättat arbetet. Att välja ett område där mer forskning finns att tillgå hade säkerligen också förenklat arbetet. Samtidigt valdes felkopplingar just av anledningen att de idag inte får så mycket uppmärksamhet, trots att de på flera platser identifierats som allvarliga problem (Holmström *et al.*, 2014; Gustafsson, 2016; Thörnelöf, 2017b; Sundén, 2018). Att jämföra med dagvattendammar gjordes då dessa är ett vanligt exempel på LOD där också mycket material finns att tillgå

Åtgärdandet av felkopplingar och anläggandet av LOD, i detta fall dagvattendammar, är två väldigt olika typer av åtgärder som siktar lite olika. Medan dagvattendammar ger spridda nyttor ger åtgärdandet av felkopplingar en tydlig och stark nytta inom vattenrening. En jämförelse mellan att anlägga dagvattendammar och att åtgärda felkopplingar bottnar därför i slutändan i en prioriteringsfråga mellan vilken/vilka ekosystemtjänster som är mest akuta att adressera först.

### **5.3. RESULTAT OCH TOLKNING AV FALLSTUDIEN**

#### *Tolkning av resultat*

Fallstudien visar att åtgärdandet av felkopplingar är en mer lönsam åtgärd än anläggandet av dagvattendammar, med avseende på vattenrening av fosfor och kväve. Hur resultatet hade sett ut om en monetär värdering hade lyckats göras även för andra nyttor (mer än vattenrening av fosfor och kväve) är osäkert. För dagvattendammarna handlar det framförallt om bortfallna nyttor för rekreativa värden, minskad översvämningsrisk samt icke-värderade föroreningar som skulle kunna påverka dagvattendammarnas utfall i CBA:n. För åtgärdandet av felkopplingarna kan nyttan med avseende på vattenrening anses vara rejält underdimensionerad.

Den monetära nyttan med avseende på vattenreningen kan alltså antas vara underdimensionerad för både dagvattendammarna och åtgärdandet av felkopplingarna. Anledningen till detta är att endast en mycket liten fraktion av de totala spill- och

dagvattenföroreningarna har värderats monetärt. Detta beror i sin tur på att schablonvärden endast lyckades hittas för två föroreningar, nämligen fosfor och kväve. I fallet för kväveföroreningar var de schablonerade värdena dessutom anpassade för kustvatten vilket ökar felmarginalen ytterligare. Trots det togs beslutet att använda dessa värden som en approximation då analysen annars hade varit svår att genomföra.

En ytterligare aspekt som förmodligen skulle ge ett stort tillskott på nyttosidan med avseende på vattenrening är det faktum att varje reducerat kg förorening innebär ett steg närmare att nå en högre statusklass för vattenförekomsten. I Naturvårdsverkets schablonvärden för vattenföroreningar (Naturvårdsverket, 2018b) finns t.ex. schablonerade värden för nyttan med att ett vattendrag får en högre statusklass. Detta är inget som tas hänsyn till i den monetära värdering som har gjorts, dvs. det faktum att åtgärderna bidrar till att vattenförekomsten närmar sig god status medför i sig inget monetärt värde. Det skulle kunna tänkas vara intressant att ta hänsyn till detta i framtida studier som utreder åtgärder för förbättrad vattenkvalitet.

#### *Jämförelse ekosystemtjänster från andra projekt*

Som nämnts ovan avgränsades att göra en monetär värdering av nyttorna *rekreativa värden* och *minskad översvämningsrisk* pga. bristande dataunderlag. För att ändå få en uppfattning om i vilken storleksordning dessa nyttor ligger monetärt kan en jämförelse göras med andra projekt där dessa beräknats. En sådan jämförelse skall dock tolkas med stor försiktighet då bl.a. platsförutsättningar kan variera betydligt. Den stora osäkerheten i jämförelsen är också anledningen till varför den endast lyfts som en del i diskussionen snarare än som ett resultat.

I en kostnads-nyttoanalys utförd av Read & Karras (2016) låg fokus på hållbar dagvattenhantering som riskreducerande åtgärd mot översvämning. Analysen gjordes med en antagen implementering av totalt 15 stycken hållbara dagvattenlösningar (t.ex. fördröjningsmagasin, gröna tak, plantering av buskar och träd etc.) som gemensamt skulle ge upphov till en hantering av ca 17 000 m<sup>3</sup> dagvatten till en investeringskostnad på ca 45,5 Mkr och en drift- och underhållskostnad på ca 0,58 Mkr/år. I denna studie uppskattades det rekreativa värdet av åtgärderna uppgå till ca 600 000 kr/år. I studien nämndes att det rekreativa värdet sannolikt var ett av de värdena med störst osäkerheter kopplat till sig. Med en tidshorisont på 50 år och en diskonteringsränta på 3,5 % innebär detta en rekreativ nytta på ca 15,2 Mkr sett över en 100 års period. I samma projekt beräknades det monetära värdet av översvämningskyddet ut till ca 0,17 Mkr/år vilket, med samma förhållanden som ovan, resulterar i en total nytta på ca 4,3 Mkr sett över en 100 år.

I en annan studie, utförd av Berglund (2018), utreds en implementering av liknande lösningar som studien ovan. Dessa skulle implementeras över en utspridd area på 22 750 m<sup>2</sup> med en investeringskostnad på ca 20,6 Mkr och en drift- och underhållskostnad på ca 0,23 Mkr/år. Den rekreativa nyttan av åtgärderna beräknades ha ett konstant värde på ca 25 Mkr sett över en 100 års period.

Trots att resultaten från ovanstående studier inte har någon direkt koppling till fallstudien för Bällstaån kan de ge en uppfattning om i ungefär vilken storleksordning dessa nyttor har beräknats till i tidigare studier. Även med rekreativa värden och översvämningskyddsvärden i storleksordningen som de ovan ses att felkopplingar i de flesta utfall fortfarande står sig som det mest kostnads-nyttoeffektiva valet.

#### *Sammanfattande tankar*

För att lyckas göra en monetär värdering av översvämningsskyddet och de rekreativa värdena hade ytterligare data behövts. För att ta fram rekreativa värden hade bostadsarea och bostadspriser i närområdet till de planerade dagvattendammarna varit önskvärt. Med sådana data hade en approximation utifrån tidigare studier kunnat göras där närhet till grönområde (t.ex. en dagvattendamm) har visat sig ge ett påslag på 5-15 % på bostadspriserna. För att få fram en tillförlitlig uppskattning gällande översvämningsskyddet hade data från försäkringsbolag varit önskvärt. Skadekostnaden för nuvarande översvämningsskydd hade på så sätt kunnat genereras och därefter hade en approximation kunnat göras för hur mycket de planerade dammarna skulle förhindra.

Dammen placerad i Lunda industriområde är den av dagvattendammarna som klarar sig bäst ur kostnads-nyttoanalysen. Samtidigt har såväl investerings- som driftkostnaden uppskattats betydligt lägre än de övriga två dammarna, något som även uppmärksammats av Stockholm Vatten.

Vidare hade det varit önskvärt med mer underlag och data gällande åtgärda felkopplingar. De data som används i fallstudiens beräkningar för felkopplingar bygger på uppskattade värden från olika aktörer vilket ökar osäkerheten i de erhållna resultaten. Det hade också varit bra att kunna jämföra med åtgärdandet av felkopplingar från andra platser.

Slutligen går det att diskutera resultaten och hur relevanta de är då flera nyttor med dagvattendammarna har avgränsats bort. Samtidigt har huvudsyftet med studien varit att göra analysen med avseende på vattenkvalitet och det går att argumentera för att det också finns ett implicit värde i att jämföra de två åtgärderna endast med avseende på vattenkvalitet. En fråga som inte lyfts tidigare i arbetet är hur väl en kostnads-nyttoanalys tar hänsyn till att olika nyttor och kostnader kanske bör värderas olika högt. Om det övergripande målet är att nå god vattenstatus, borde ekosystemtjänsten vattenrening värderas högre än övriga ekosystemtjänster? Hur skulle isåfall fördelningen mellan olika ekosystemtjänster se ut? Finns det en risk att fel åtgärdsalternativ prioriteras om alla ekosystemtjänster värderas lika? Här tas ingen ställning i frågan mer än att aspekten lyfts att ett resultat baserat på åtgärdernas förmåga att reducera vattenförekomstens föroreningsbelastning kan ha ett värde i sig. Utifrån detta dras slutsatsen att åtgärdandet av felkopplingar, med avseende på vattenkvalitet, relativt är en mer kostnads-nyttoeffektiv åtgärd jämfört med anläggandet av dagvattendammar.

#### **5.4. SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH FRAMTIDEN**

Sammantaget kan sägas att en diskussion om såväl kompensationsåtgärder i allmänhet, som åtgärdandet av felkopplingar i synnerhet, är kantad av moraliska och etiska aspekter. I arbetet har två olika synsätt att se på kompensationsåtgärder lyfts varav ett av dem är det som idag används som praxis. Det andra, fallet då kompensationsåtgärder skulle kunna ge tillåtlighet till ett projekt som annars hade funnit avslag, är betydligt mer radikalt. Samtidigt kanske framtidens utmaningar och miljökrav ställer krav på nytänkande och nya sätt att angripa problemen.

Målet har inte varit att hävda att LOD är dåligt, eller att anläggandet av dagvattendammar ska ersättas med att åtgärda felkopplingar. Det har handlat om att belysa den problematik som finns med felkopplingar och diskutera detta som en form av kompensationsåtgärd till LOD. Som tidigare nämnts är det med dagens regelverk väldigt osannolikt att åtgärdandet av felkopplingar skulle kunna nyttjas som en kompensationsåtgärd till LOD. Därför kretsar

diskussionen här istället om framtiden och den roll kompensationsåtgärder skulle kunna ha där.

Att åtgärdandet av felkopplingar inte kan åberopas som kompensationsåtgärd till LOD kanske inte är så förvånande, men mot bakgrund av fallstudien och sett till den miljöpåverkan dessa har, kanske en diskussion kring kompensationsåtgärder och vad som får finna tillåtlighet är aktuell. Speciellt då det kan antas finnas fler åtgärder som skulle kunna ge stor miljönytta men med mindre resurser. Frågan är därför om möjliggörandet av en bredare tolkning av kompensationsåtgärder, men med fortsatt högt ställda krav på miljöskyddande insatser, inte skulle kunna generera en större total nytta? Här är åtgärdandet av felkopplingar ett exempel på en lågt hängande frukt, dvs. en åtgärd med vilken relativt små resurser kan ge stora nyttor.

Skulle ett framtida scenario kunna vara att en exploatör t.ex. hjälper privatpersoner att spåra och åtgärda felkopplingar? Eller att denna betalar för att byta ut kombinerade ledningssystem till duplikata (minskad risk för bräddning)? Istället för att tvinga fram en dyr åtgärd inom ett planområde, som i vissa fall kanske endast ger en marginell miljönytta, kanske det kan erbjudas att bidra till att säkerställa att miljökraven nås på andra sätt. Ett aktuellt exempel på detta skulle också kunna vara fallet med exploatering på naturmark. Att säkerställa att icke-försämringskravet nås på en sådan plats kan vara väldigt svårt. Detta då dagvatten på naturmark initialt ofta är väldigt rent. Även med betydande LOD kan det då vara svårt att nå den initiala renhetsgraden igen. Istället för att fortsätta lägga omfattande resurser på LOD när en hög (om inte maximal) reningsgrad redan har nåtts, kanske den sista biten för att nå miljökraven kan göras på annat sätt? I ett sådant fall skulle en kompensationsåtgärd i form av att åtgärda felkopplingar kunna tillämpas som ett komplement till LOD.

Det kanske låter utopiskt, men frågan kvarstår om inte större nytta skulle kunna uppnås med fler samordnade insatser. De miljöproblem som världen står inför och de miljökrav som föreligger för att klara av dessa är en gemensam angelägenhet som varken känner namn eller upphovsperson. Kanske borde de krafttag som tas för att skydda miljön också vara gemensamt koordinerade, där de mest akuta problemen identifieras och åtgärdas först. Framtida miljökrav kommer med all sannolikhet enbart bli striktare och behovet av att arbeta med mer samkoordinerade insatser kommer förmodligen öka i samma takt. En svårighet är givetvis hur och vem som skulle koordinera vilka insatser som ska göras vart.

## 6. SLUTSATSER

Hur begreppet kompensationsåtgärder tolkas har stor inverkan på vilken roll dessa får i samhället. Med nuvarande praxis kan kompensationsåtgärder inte ge tillåtlighet för en verksamhet som annars hade funnit avslag. Nuvarande lagstiftning och praxis gör det också väldigt osannolikt att åtgärdandet av felkopplingar skulle kunna nyttjas som en kompensationsåtgärd till LOD.

Att åtgärda felkopplingar och anlägga dagvattendammar är två väldigt olika åtgärder som är olika effektiva med avseende på olika ekosystemtjänster. Fallstudien visar dock att åtgärdandet av felkopplingar, med avseende på vattenrening av kväve och fosfor, är en relativt mycket mer kostnads-nyttoeffektiv åtgärd jämfört med anläggandet av dagvattendammar.

Den negativa miljöpåverkan som felkopplingar bidrar med är på reell skala, vilket dels visar sig i fallstudien men också i de studier som använts som källor i examensarbete. Bristen på studier och utredningar av felkopplingar av denna typ (spillvatten på dagvattennätet) är förmodligen indikator på att mer resurser behöver läggas inom detta område.



## 7. REFERENSER

- Agneskog, C. M. (2015). *Strandvägen-bajs – rakt ut i vattnet vid Djurgårdsbron*. [online] (SvD.se). Available from: <https://www.svd.se/strandvagen-bajs--rakt-ut-i-vattnet-vid-djurgardsbron>. [Accessed 2018-03-21].
- Ahlman, S., Gustafsson, L.-G., Karlsson, D., Nikell, L. & Widenberg, P. (2007). *Bällstaån - Uppbyggnad av hydrologisk modell samt beräkningar av kapacitet, översvämningsrisk och vattenkvalitet*. Stockholm: Stockholm Vatten (6019).
- Ahlroth, S. & Finnveden, G. (2011). Ecovalue08—A new valuation set for environmental systems analysis tools. *Journal of Cleaner Production* [online], vol.19 (17–18) ss. 1994–2003.
- ASEK (2016). Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0 - Kapitel 5 Kalkylprinciper och generella kalkylvärden. Available from: [https://www.trafikverket.se/contentassets/affb19b7f99e4c93a3dbe113e62aa198/05\\_generella\\_principer\\_o\\_varden\\_a60.pdf](https://www.trafikverket.se/contentassets/affb19b7f99e4c93a3dbe113e62aa198/05_generella_principer_o_varden_a60.pdf). [Accessed 2018-03-28].
- Balmér, P. (2015). *Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och slam och något om deras användning* [online]. Svenskt Vatten. (2015–11).
- Berghult, M. (2016) *Ramdirektivet för vatten - utgångspunkt för svensk vattenförvaltning*. [online]. Available from: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/vattendirektivet.html>. [Accessed 2018-01-31].
- Berghult, M. (2017). *Vattenförvaltning*. [online] (Havs- och Vattenmyndigheten). Available from: <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning.html>. [Accessed 2018-02-06].
- Berglund, P. (2018). *Cost-benefit analysis for sustainable stormwater management - A case study for Masthuggskajen, Gothenburg*. Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten och landskapslära/Civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik (Examensarbete 2018)
- Blecken, G.-T. (2016). *Kunskapssammanställning Dagvattenrening*. Svenskt Vatten. (2016–05).
- Boverket (2015). *Planbestämmelser om dagvatten*. [online] (Boverket). Available from: <http://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/temadelar-detaljplan/dagvatten-i-detaljplan/planbestammelser-om-dagvatten/>. [Accessed 2018-02-09].
- Boverket (2016). *Detaljplanering*. [online] (Boverket). Available from: <http://www.boverket.se/sv/samhallsplanering/kommunal-planering/detaljplanering/>. [Accessed 2018-02-08].
- Boverket (2017a). *Guide för bygglov och byggprocessen*. [online] (Boverket). Available from: <http://www.boverket.se/sv/om-boverket/guider/guide-for-bygglov-och-byggprocessen/>. [Accessed 2018-02-08].
- Boverket (2017b). *Länsstyrelsen*. [online] (Boverket). Available from: <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/roller-och->

ansvar/lansstyrelsen/. [Accessed 2018-05-31].

Boverket (2018). *Processen för standardförfarande i korthet*. [online] (Boverket). Available from: <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/detaljplanprocessen/standardforfarande/processen-i-korthet/>. [Accessed 2018-05-31].

Bäckman, H. (2017). *Hållbar dagvattenhantering*. [online] (Svenskt Vatten). Available from: <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/rornat-och-klimat/klimat-och-dagvatten/avledning-av-spill--dran--och-dagvatten-p110/>. [Accessed 2018-02-16].

C-461/13 (2015). *C-461/13* [online]. Available from: [http://curia.europa.eu/juris/document/document\\_print.jsf?doclang=SV&text=&pageIndex=0&part=1&mode=lst&docid=165446&occ=first&dir=&cid=12313](http://curia.europa.eu/juris/document/document_print.jsf?doclang=SV&text=&pageIndex=0&part=1&mode=lst&docid=165446&occ=first&dir=&cid=12313). [Accessed 2018-01-29].

Christensen, J. (2015). *Juridiken kring vatten och avlopp*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. (2015:15).

Clary, J., Pitt, R. & Steets, B. (2014). *Pathogens in Urban Stormwater Systems* [online]. American Society of Civil Engineers Environmental and Water Resources Institute. Available from: <http://stormwater.wef.org/2014/10/ewri-releases-report-pathogens-urban-stormwater-systems/> [Accessed 2018-09-09]

Cus, P. (2014). *Rening av dagvatten -Täby kommun och Vaxholm stad*. Stockholms universitet. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi/Miljö- och hälsoskydd (Examensarbete avancerad nivå 2014)

Dagvattenguiden (2017). *Vad är dagvatten?* [online]. Available from: <http://dagvattenguiden.se/vad-ar-dagvatten/>. [Accessed 2018-01-26].

Eitrem, R. (2017). *Cryptosporidie-infektion, cryptosporidios, cryptosporidium*. [online] (Internetmedicin). Available from: <http://www.internetmedicin.se/page.aspx?id=3497>. [Accessed 2018-03-16].

Ekman, G. (2018). Dags att sätta stopp för utrivningsvansinnet. Lantbrukets Affärstidning, 27 februari

Enbäck, H. (2013). *Klimatet på tre platser i Sverige 2071-2100 i jämförelse med Europas klimat 1961-1990 med fokus på temperatur, nederbörd och avdunstning : En analytisk studie från en simulering av Rossby Centres regionala klimatmodell, rca3*. Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper/kandidatprogram i fysik (Självständigt arbete på grundnivå 2013: 62)

Falk, J. (2007). *Erfarenheter av kommunala Dagvattendammar*. Stockholm: Svenskt Vatten (2007:14).

Falkenbergs kommun (2016). *Vad är en detaljplan?* [online]. Available from: <https://kommun.falkenberg.se/samhalle---trafik/detaljplaner/vad-ar-en-detaljplan.html>. [Accessed 2018-02-08].

Folkhälsomyndigheten (2014). *Cryptosporidium (Skellefteå 2011)*. [online] (2014-07-01) (Folkhälsomyndigheten). Available from: <http://www.folkhalsomyndigheten.se/smittskydd-beredskap/utbrott/utbrottsarkiv/cryptosporidium-skelleftea-2011/>. [Accessed 2018-03-16].

Geggel, L. (2014). *Ancient Pond, Bronze Fingernail Cleaner Hint at Roman Settlement*. [online] (Live Science). Available from: <https://www.livescience.com/48758-ancient-roman-pond-discovered.html>. [Accessed 2018-05-16].

Google maps (2018a). Dagvattendammar Bällstaån – Google Mina kartor Google maps, Google maps. Available from: <https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1j7SV2NB15vFV8bOGWme0ZWj62Dg7ZAH1&hl=sv>. [Accessed 2018-05-02].

Google maps (2018b). Dagvattendammar i relation till Bällstaån Google maps. Available from: <https://www.google.com/maps/d/u/0/edit?hl=sv&mid=1j7SV2NB15vFV8bOGWme0ZWj62Dg7ZAH1&ll=59.38950626716982,17.879090230372753&z=16>. [Accessed 2018-05-02].

Grahn, S. (2016). *Följder av Weserdomen* [online]. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. (2016:30).

Gustafsson, J. (2016). Stockholm Vattens arbete med spårning av felkopplat spillvatten. Power Point, Stockholm. Available from: [http://www.edsviken.nu/files/contentFiles/dokument/evenemang/20160310/Johan\\_Gustafsson.pdf](http://www.edsviken.nu/files/contentFiles/dokument/evenemang/20160310/Johan_Gustafsson.pdf). [Accessed 2018-02-20].

Göteborgs Stad (2015). Ekonomiska konsekvenser av grönytefaktor – park och dagvatten. Available from: [http://www4.goteborg.se/prod/intraservice/namndhandlingar/samrumportal.nsf/5823BCC0F0107FAFC1257F060044A7FE/\\$File/LN\\_%2020151130\\_9.1\\_%20.pdf?OpenElement](http://www4.goteborg.se/prod/intraservice/namndhandlingar/samrumportal.nsf/5823BCC0F0107FAFC1257F060044A7FE/$File/LN_%2020151130_9.1_%20.pdf?OpenElement). [Accessed 2018-03-27].

Göteborgs Stad (2018). Kretslopp och vatten Brukningsavgifter 2018. Available from: [http://goteborg.se/wps/wcm/connect/b4c0e345-7f24-4b31-93eb-28706872dc13/VA-taxa\\_Brukningsavgifter\\_2018.pdf?MOD=AJPERES](http://goteborg.se/wps/wcm/connect/b4c0e345-7f24-4b31-93eb-28706872dc13/VA-taxa_Brukningsavgifter_2018.pdf?MOD=AJPERES). [Accessed 2018-04-20].

Hanley, N. & Barbier, E. B. (2009). *Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Edward Elgar Publishing.

Havs- och vattenmyndigheten (2013). *Vattendirektivet*. [online]. Available from: <https://www.havochvatten.se/funktioner/ordbok/ordbok/u---o/ordbok-u-o/2013-03-14-vattendirektivet.html>. [Accessed 2018-01-31].

Havs- och vattenmyndigheten (2017). *Övergödning*. Available from: <https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljopaverkan/overgodning.html>. [Accessed 2018-09-09].

Henryson, J. & Rylander, Y. (2006). *Klimatneutrala företag– risker och möjligheter* [online]. Stockholm: Svenska Naturskyddsföreningen. Available from: <https://www.naturskyddsforeningen.se/sites/default/files/dokument->

media/2006\_klimat\_klimatneutrala\_foretag.pdf. [Accessed 2018-03-21].

Hildebrand, E. (2009). *Fastighetsägarna måste åtgärda felkopplat avlopp*. [online] (Borås tidning). Available from: <http://www.bt.se/svenljunga/fastighetsagarna-maste-atgarda-felkopplat-avlopp/>. [Accessed 2018-03-20].

Holmström, K., Boholm, P., Persson, I., Banach, A. & Håkansson, E. (2014). *Förslag till lokalt åtgärdsprogram för Bällstaån*. Stockholm: Sweco

Hougnér, C. (2012). "Östersundsparasiten" vägrar släppa greppet. [online] (Aftonbladet). Available from: <https://www.aftonbladet.se/halsa/mage/article15468203.ab>. [Accessed 2018-03-16].

Jansson, C. (2017). *LRFs remissyttrande gällande promemorian Vattenmiljö och vattenkraft - LRF*. [online] (Lantbrukarnas Riksförbund). Available from: <http://www.lrf.se/mitt-lrf/nyheter/vastra-gotaland/2017/10/lrfs-remissyttrande-gallande-promemorian-vattenmiljo-och-vattenkraft/>. [Accessed 2018-05-13].

Johansson, L. & Boklund, I. (2016). *Ekosystemtjänster i och omkring Norrtälje Hamn*. Uppsala: Ramböll. Available from: <http://norrtaljehamn.se/wp-content/uploads/2015/05/Ekosystemtj%C3%A4nster-i-och-omkring-Norrt%C3%A4lje-Hamn.pdf> [Accessed 2018-05-05].

Jonsson, J.-E. & Grenholm, A. (2010). Lätt hänt att avlopp kopplas fel. *Sveriges Radio*. Jämtland. Available from: <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=78&artikel=4232243>. [Accessed 2018-03-14].

Jutterström, S. & Pantzar, E. (2017). *Dagvattenutredning solvärmens detaljplan*. Stockholm: Sweco.

Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. (2005). *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste - for utilisation in the URWARE model*. Göteborg: Chalmers University of Technology. (Urban Water; 2005:6).

Karlsson, S. (2018). Muntlig källa Sara Karlsson, fråga om anläggningsnivåer för VA-ledningar.

Kinell, G., Söderqvist, T. & Hasselström, L. (2009). *Monetära schablonvärden för miljöförändringar* [online]. Naturvårdsverket. (6322).

Klaesson, J. & Pettersson, L. (2017). *Infrastrukturinvesteringar och ekonomisk tillväxt – teori, modeller och ex ante utvärdering*. Jönköping University. Available from: <http://media.sverigeforhandlingen.se/2017/11/Infrastrukturinvesteringar-och-ekonomisk-tillv%C3%A4xt.pdf>. [Accessed 2018-03-09].

Kolb, G. (2015). *Tillämpning av miljöbalkens bestämmelser om ekologisk kompensation*. Bromma. (6667).

Krögerström, L. (2010). *Ta hand om ditt vatten*. [Broschyr]. Stockholms stad. Available from:

<https://vaguiden.se/2016/09/ta-hand-om-ditt-vatten-stockholms-stad/> [Accessed 2018-01-24]

Kungsbacka kommun (2018). *VA-taxa*. [online]. Available from: <http://www.kungsbacka.se/Bygga-bo-och-miljo/Vatten-och-avlopp/Avgifter/>. [Accessed 2018-04-20].

Kävlinge kommun (2018). *Vanliga VA-frågor - Kävlinge kommun*. [online]. Available from: <http://www.kavlinge.se/byggaboomiljo/vattenochavlopp/kommunaltvattenochavlopp/vanligavafragor.4.11fda22115311db35491056d.html>. [Accessed 2018-04-20].

Lagerberg, S., Näslund, C., Johansson, L. M., Schönning, L., Berglind, C., Rosén Nilsson, K., Frödin Nyman, S. & Lind, R. (2016). Praktiskt stöd för länsstyrelserna vid tillämpningen av miljö kvalitetsnorm för ekologisk status vid provningar och tillsyn av enskilda projekt. Vattenvårdsdirektörerna inom länsstyrelserna. Available from: <http://www.lansstyrelsen.se/Stockholm/SiteCollectionDocuments/Sv/samhallsplanering-och-kulturmiljo/planfragor/plan-och-bostadsdagarna-2017/MKN%20vatten/St%C3%B6d%20MKN%20vatten%20slutversion%202016-10-31.pdf>. [Accessed 2018-01-29].

Lilieqvist, K. (2010). *Vad är framtiden värd? - Svenska myndigheters användning av diskonteringsränta*. Uppsala universitet. Nationalekonomiska institutionen (Examensarbete 2010)

Lilla Edets kommun (2014). *VA inom tomtmark - Lilla Edets kommun*. [online]. Available from: <http://www.lillaedet.se/byggabomiljo/vattenochavlopp/dagvattenochspillvatten/vainomtmarktark.3302.html>. [Accessed 2018-05-08].

Linköpings kommun (2017). Fakta Dagvatten - Sammanställning av kunskapsläge och aktuell lagstiftning. Linköpings kommun. Available from: <http://www.linkoping.se/contentassets/555dd7e0d0ad442e83c957cbe5af0f7d/fakta-dagvatten.pdf>. [Accessed 2018-01-22].

Lithner, G., Holm, K. & Ekström, C. (2003). *Metaller och organiska miljögifter i vattenlevande organismer och deras miljö i Stockholm 2001*. Stockholm universitet. (108).

Lundgren, G., Thysell, U., Hall, K., Salomonsson, M., Bäckman, H., Svensson, G. & Stål, Ö. (2011). *Hållbar dag- och dränvattenhantering*. 1. ed Solna: Svenskt Vatten. (P105).

Lutz, G. (2012). *Ponds provide recreational opportunities, increase property values*. [online] (Delta Farm Press). Available from: <http://www.deltafarmpress.com/management/ponds-provide-recreational-opportunities-increase-property-values>. [Accessed 2018-04-19].

Länsstyrelsen Blekinge län, A (2010). *Allmänna hänsynsreglerna*. [online]. Available from: [http://www.lansstyrelsen.se:80/blekinge/Sv/miljo-och-klimat/verksamheter-med-miljopaverkan/Pages/allmanna\\_hansynsreglerna\\_.aspx](http://www.lansstyrelsen.se:80/blekinge/Sv/miljo-och-klimat/verksamheter-med-miljopaverkan/Pages/allmanna_hansynsreglerna_.aspx). [Accessed 2018-02-13].

Länsstyrelsen Västerbotten (2016). *Miljö kvalitetsnormer för vatten*. [online] (Länsstyrelsen Västerbotten). Available from: <http://www.lansstyrelsen.se:80/Vasterbotten/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/vattenforvaltning/underAP/kust/beskrivning/Pages/4->

MKN.aspx. [Accessed 2018-02-05].

M 2114-15 (2016). *Miljömål: M 2114-15* [online]. Available from: <http://www.markochmiljooverdomstolen.se/Avgoranden-fran-Mark--och-miljooverdomstolen/2016/M-2114-15/>. [Accessed 2018-02-15].

M 10492-16 (2017). *Biotopskyddsdispens för igenläggning av ett dike på fastigheten XX i Lindesbergs kommun* [online]. Available from: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Rattsfall/Ekologisk-kompensation/Kompensationsatgarder-vid-provning-av-dispens-fran-biotopskyddet/>. [Accessed 2018-02-15].

Marsalek, J. (2015). *History of Stormwater Pollution: What have we learned?* Stockholm. Available from: [https://www.ltu.se/cms\\_fs/1.147146!/file/Marsalek\\_History\\_of\\_stormwater\\_pollutants.pdf](https://www.ltu.se/cms_fs/1.147146!/file/Marsalek_History_of_stormwater_pollutants.pdf). [Accessed 2018-01-25].

Marsalek, J. & Panasiuk, O. (2015). Att spåra spillvatten i dagvattennät. *Dag & Nät*, 2015(1).

Marsalek, J. & Rochfort, Q. (2004). Urban Wet-Weather Flows: Sources of Fecal Contamination Impacting on Recreational Waters and Threatening Drinking-Water Sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20–22), pp 1765–1777.

Martinsson, K. (2016). *Bajsvatten forsade rakt ut i stans vatten*. [online] (Mitt i Stockholm). Available from: <https://mitti.se/nyheter/bajsvatten-forsade-rakt-ut-i-stans-vatten/>. [Accessed 2018-04-05].

Mattsson, B. (2006). *Kostnads- nyttoanalys för nybörjare*. Karlstad: Räddningsverket (MSB).

Mayotte, J.-M. (2017). Distribution of Drinking Water. Power Point, Uppsala.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington DC.: Island Press,.

MÖD 2006:49 (2006). *MÖD 2006:49* [online]. Available from: <https://lagen.nu/dom/mod/2006:49>. [Accessed 2018-02-15].

Mölnålsåns vattenråd (2010). Mölnålsåns vattenråds yttrande över Översiktsplan för Härryda kommun. Available from: [https://www.vattenorganisationer.se/Vattenorganisationer/molndalsan/downloads/40/yttrande\\_samrad\\_harryda\\_op\\_20101004.pdf](https://www.vattenorganisationer.se/Vattenorganisationer/molndalsan/downloads/40/yttrande_samrad_harryda_op_20101004.pdf). [Accessed 2018-06-03].

Nationalencyklopedin (2018a). *Cost–benefit-analysis*. [online] (NE). Available from: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/cost-benefit-analysis>. [Accessed 2018-03-06].

Nationalencyklopedin (2018b). *Moderna avloppssystem - Uppslagsverk - NE.se*. [online] (NE). Available from: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/avlopp/moderna-avloppssystem>. [Accessed 2018-02-19].

Nationalencyklopedin (2018c). *Riokonferensen*. [online] (NE). Available from:

<https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/riokonferensen>. [Accessed 2018-02-19].

Naturvårdsverket (2007). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-0147-6.

Naturvårdsverket (2008). *Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten*. Naturvårdsverket. (5801) Available from: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5801-2.pdf> [Accessed 2018-09-09]

Naturvårdsverket (2013). *Formulering av villkor och krav för utsläpp från avloppsreningsverk - vägledning*. Available from: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avlopp/villkor-och-krav-for-utslapp-fran-avloppsreningsverk-2013-04-23.pdf>. [Accessed 2018-04-20].

Naturvårdsverket (2015). *Guide för värdering av ekosystemtjänster* [online]. Naturvårdsverket. (6690).

Naturvårdsverket (2016). *Ekologisk kompensation - En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden*. Bromma: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620- 0179-7.

Naturvårdsverket (2018a). *Beräkna med schablonvärden*. [online] (Naturvårdsverket). Available from: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Samhallsekonomisk-analys/Berakna-med-schablonvarden/>. [Accessed 2018-03-06].

Naturvårdsverket (2018b). *Prisdatabas samhällsekonomiska schablonvärden 2018-02-20*. Naturvårdsverket. Available from: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Samhallsekonomisk-analys/Berakna-med-schablonvarden/>. [Accessed 2018-04-10].

NFS 2008:1 *Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten* [online]. *NFS 2008:1*. Available from: [http://extra.lansstyrelsen.se/viss/SiteCollectionDocuments/sv/vattenforekomst/status/statbiokval/nfs\\_2008\\_1.pdf](http://extra.lansstyrelsen.se/viss/SiteCollectionDocuments/sv/vattenforekomst/status/statbiokval/nfs_2008_1.pdf). [Accessed 2018-02-01].

NFS 2016:6 (2017). *Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse*; [online]. *NFS*. Available from: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Foreskrifter-allmannarad/NFS/2016/NFS-20166-Avloppsvatten-utslapp-rening-och-kontroll/>. [Accessed 2018-01-22].

Nordmark, C. (2016). *40 villaägare drabbas*. [online] (Värnamo Nyheter). Available from: <https://www.vn.se/article/40-villaagare-drabbas/>. [Accessed 2018-04-06].

NSVA (2016). *Spillvatten*. [online] (Nordvästra Skånes vatten och avlopp). Available from: <http://www.nsva.se/var-verksamhet/spillvatten/>. [Accessed 2018-03-02].

Nykvist, M. (2016). *Mitt i avslöjar: Avlopp rann rakt ut i Ornlången*. [online] (Mitt i

Stockholm). Available from: <https://mitti.se/nyheter/mitt-i-avslojar-avlopp-rann-rakt-ut-i-orlangen/>. [Accessed 2018-03-20].

Ohlsson, L., Karlsson, D. & Gustafsson, L.-G. (2011). *Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status* [online]. Svenskt vatten. (2011–08).

Olofsson, J. (2018). *Dagvattenutredning i Ängby, Knivsta kommun*. Geosigma.

Olsson, J. & Foster, K. (2013). Extrem korttidsnederbörd i klimatprojektioner för Sverige. SMHI. (Klimatologi; 6).

Oltner, J. & Cronholm, P. (2017). *Analys av kunskapsläget för dagvattenproblematiken* [online]. Naturvårdsverket. Available from: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/analys-kunskapslaget-dagvattenproblematiken.pdf>. [Accessed 2018-02-28].

Pehrson, P., Westin, M. & Eriksson, B. (2017). *Nya tuffa regler om miljö kvalitetsnormer och miljö villkor för vattenkraften – regeringens förslag har stora brister*. [online]. Available from: <https://www.foyen.se/nya-tuffa-regler-om-miljokvalitetsnormer-och-miljovillkor-for-vattenkraften-regeringens-forslag-har-stora-brister/>. [Accessed 2018-05-13].

Persson, G. & Sahlin, M. (2006). *Allmänna vattentjänster Proposition 2005/06:78* [online]. Available from: [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/proposition/allmanna-vattentjanster\\_GT0378/html](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/proposition/allmanna-vattentjanster_GT0378/html). [Accessed 2018-01-22].

Persson, J. (2016a). *Dagvattenutredning - Detaljplan Djurhult 1:5 m.fl., Kombiterminalen. WSP*.

Persson, J. & Pettersson, T. (2006). *Dagvattendammar - Om provtagning avskiljning och dammhydraulik*. Vägverket. Available from: [https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11427/RelatedFiles/2006\\_115\\_dagvattendammar.pdf](https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11427/RelatedFiles/2006_115_dagvattendammar.pdf). [Accessed 2018-05-07].

Persson, P. (2016b). Terminologi. Power Point, . Available from: <http://www.miljosamverkanskane.se/Sv/Pages/Material-fr%C3%A5n-utbildningar.aspx?keyword=Terminologi>. [Accessed 2018-02-26].

Pramsten, J. (2010). Avskiljningsförmåga hos dagvattendammar i relation till dammvolym, bräddflöde och inkommande föroreningshalt. *Tidskriften vatten*, 2010(2), pp 99–111.

Read, K. E. & Karras, M. (2016). *Kostnads- nyttoanalys av införandet av hållbar dagvattenhantering som riskreducerande åtgärd mot översvämning - med fokus på monetär värdering av ekosystemtjänster*. Lunds universitet. Riskhantering och samhällssäkerhet/Riskhanteringsprogrammet (Examensarbete 2016: 5028)

Read, K. E., Karras, M., Sörensen, J. & Cedergren, A. (2016). Kostnads- nyttoanalys av införandet av hållbar dagvattenhantering som riskreducerande åtgärd mot översvämning – med fokus på monetär värdering av ekosystemtjänster. *VATTEN – Journal of Water Management and Research*, vol. 2016-3, pp 159–168.



Regeringskansliet (2017). *Remiss av promemoria vattenmiljö och vattenkraft*. [online] (Regeringskansliet). Available from: <http://www.regeringen.se/remisser/2017/07/remiss-av-promemoria-vattenmiljo-och-vattenkraft/>. [Accessed 2018-05-12].

Rosén, L., Back, P.-E., Soutukorva, Å., Söderqvist, T., Brodd, P. & Grahn, L. (2008). *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser*. Bromma: Naturvårdsverket. (5836).

Salonsaari, J. (2015). God vattenstatus - en kommunal angelägenhet. Power Point, . Available from: <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/vasterhavet/deltagande-och-dialog/vattenradens-dag-2015/juha-salonsaari-god-status-kommunal-angelagenhet.pdf>. [Accessed 2018-03-26].

SMHI (2018). *Öppen dagvattenhantering i Malmöstadsdelen Augustenborg, fördjupning*. [online] (SMHI). Available from: <https://www.smhi.se/klimat/klimatanpassa-samhället/exempel-pa-klimatanpassning/oppen-dagvattenhantering-i-malmo-stadsdelen-augustenborg-fordjupning-1.115721>. [Accessed 2018-03-27].

Sollentuna Energi och Miljö (2017). *Avgifter*. [online]. Available from: </vatten/avgifter/>. [Accessed 2018-04-20].

StAAF, H., Bivall, E., Nyström, E., Klintwall, L., Linderholm, K., Lindstedt, U., Rosén Nilsson, K., Rydberg, I., Widell, A., Öhman, E., Johansson, K. & Linder, J. (2004). *Fosforutsläpp till vatten år 2010*. Stockholm: Naturvårdsverket. (5364).

Stahre, P. (2004). *En långsiktigt hållbar dagvattenhantering - Planering och exempel*. Klippan: Svenskt Vatten.

Stattin, M. (2017). *Ett drama i flera akter*. [online]. Available from: <https://www.vainsights.se/articles/483481/2017-10-16-10-56-29-ett-drama-i-flera-akter>. [Accessed 2018-05-13].

Stengård, M. (2011). *Bajsvattnet rann rakt ut i Mälaren*. [online] (Aftonbladet). Available from: <https://www.aftonbladet.se/nyheter/article12848092.ab>. [Accessed 2018-03-22].

Stern, N. (2006). *Stern Review: The Economics of Climate Change*.

Stockholm stad (2018). *Tenstadalens vattenpark*. [online] (Stockholms stad). Available from: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/vattendrag/ballstaan/dagvattendammar-i-tenstadalen/>. [Accessed 2018-04-12].

Stockholm Vatten och Avfall (2005). Å-prislista, Ramavtal VA-schakt 2003-2005. Stockholm vatten och avfall. *Dagvatten*. [online] (2014-08-07). Available from: <http://www.stockholmvatten.se/vatten-och-avlopp/avloppsvatten/dagvatten/>. [Accessed 2018-01-24].

Stockholm Vatten och Avfall (2018). Taxa för vatten och avlopp 2018. Available from: <https://insynsverige.se/documentHandler.ashx?did=1920750&rt=0&t=>. [Accessed 2018-04-20].

- Stockholms stad (2015). Dagvattenstrategi - Stockholms väg till en hållbar dagvattenhantering. [Accessed 2018-01-17].
- Sundelin, A. (2018a). Miljö kvalitetsnormer för vatten. Muntlig, Stockholm.
- Sundelin, A. (2018b). Mejlkonversation Arvid Sundelin, Fröberg & Lundholm Advokatbyrå.
- Sundelin, A. (2018c). Telefonsamtal Arvid Sundelin, Fröberg & Lundholm Advokatbyrå.
- Sundén, A. (2017). *MILJÖRAPPORT ÅR 2016 - för avloppsledningsnät och tillhörande anläggningar i Järfälla kommun*. Järfälla: Järfälla kommun. (2017:21).
- Sundén, A. (2018). FELKOPPLINGSSÖKNINGAR SPILL- TILL DAGVATTEN SAMT DAG- TILL SPILLVATTEN. Power Point. Järfälla. Available from: [http://www.svensktvatten.se/globalassets/utbildning/konferenser-och-seminarier/rok2018/1\\_14--anna-sunden-felkopplingsokningar.pdf](http://www.svensktvatten.se/globalassets/utbildning/konferenser-och-seminarier/rok2018/1_14--anna-sunden-felkopplingsokningar.pdf) [Accessed 2018-05-14].
- Sundybergs stad (2017). *Bällstaån och Bällstaviken*. [online] (Sundybergs stad). Available from: <http://www.sundbyberg.se/kultur-fritid/natur-parker-och-lekplatser/ballstaan-och-ballstaviken.html>. [Accessed 2018-03-26].
- Svensson, G. & Ljunggren, O. (2004). *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. 1. ed Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svensson, G., Ljunggren, O. & Bäckman, H. (2016). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten*. 1. ed Stockholm: Svenskt Vatten. (P110).
- Sweco (2012). *Kostnads-nyttanalyser av översvänningsåtgärder vid Viskan, sträckan Rydboholm - Bogryd*. Göteborg.
- Söderdahl, Å. (2018). Möte med Åke Söderdahl, bygglidare på Yttre VA & Ledningssamordning, Sweco.
- Södertälje kommun (2016). Dagvattenpolicy i Södertälje kommun. Södertälje kommun. Available from: <https://www.sodertalje.se/sok/?q=dagvattenpolicy>. [Accessed 2018-02-27].
- Sörngård, P. (2017). *Miljö kvalitetsnormer för vatten*. [online] (Svenskt Vatten). Available from: <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/utslapp-och-recipient/miljokvalitetsnormer/>. [Accessed 2018-02-06].
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers*. Malta.
- Thörnelöf, S. (2017a). *Bällstaågruppen*. [online] (Miljöbarometern). Available from: <http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/vattendrag/ballstaan/ballstaagruppen/>. [Accessed 2018-03-26].
- Thörnelöf, S. (2017b). Bällstaån - Lokalt åtgärdsprogram (OBS! förslagsversion).

Treasury Board of Canada Secretariat (2007). Canadian Cost-Benefit Analysis Guide - Regulatory Proposals. Government of Canada. Available from: <http://publications.gc.ca/site/eng/456648/publication.html>. [Accessed 2018-03-07].

Trosa Kommun (2014). Teknisk handbok för projektering av VA-anläggningar inom Trosa kommun. Trosa kommun. Available from: <https://www.trosa.se/globalassets/kfts-kontoret/tekniska-enheten/teknisk-handbok-va-bilaga-2-2014.pdf>. [Accessed 2018-05-11].

TT (2004). Nya myndigheter kollar vårt vatten. *Svenska Dagbladet* Stockholm. Available from: <https://www.svd.se/nya-myndigheter-kollar-vart-vatten>. [Accessed 2018-02-06].

Täby kommun (2017). *Lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD)*. [online] (Täby kommun). Available from: <https://www.taby.se/bygga-och-bo/vatten-och-avlopp-va/dagvatten/lokalt-omhandertagande-av-dagvatten-lod/>. [Accessed 2018-02-09].

UNEP & Murdoch University (2001). Environmentally sound technologies in wastewater treatment for the implementation of the UNEP Global Programme of Action (GPA) "Guidance on municipal wastewater". Available from: [http://www.unep.or.jp/ietc/publications/freshwater/sb\\_summary/2.asp](http://www.unep.or.jp/ietc/publications/freshwater/sb_summary/2.asp). [Accessed 2018-05-05].

VA SYD (2018). *VA SYD - Avloppsvattenrening*. [online] (VASYD). Available from: <http://www.vasyd.se/Artiklar/Avlopp/Avloppsvattenrening>. [Accessed 2018-02-20].

Vahtra, J. (2017). *Kartläggning och ansats till ekonomisk värdering av ekosystemtjänster – En fallstudie av ett delavrinningsområde till Ätran* [online]. Vattenmyndigheten. Available from: <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/vasterhavet/publikationer/Rapport-ekosystemtjanster-vartofta-2017.pdf>. [Accessed 2018-04-10].

Valinia, S., Futter, M., Mossing, A. & Bishop, K. (2013). Vattendirektivet - En inbyggd konflikt och en väg framåt. Future Forests.

VASrådet (2012). *Cryptosporidiumsmittan i Östersund kostade...* [online] (vasrådet). Available from: <http://www.vasradet.se/web/page.aspx?refid=7&newsid=125740&page=3>. [Accessed 2018-03-16].

Vinnerås, B. (2017). Avloppsvatten – vad är det? Power Point, Uppsala.

VISS (2015). *Dagvattenåtgärder*. [online] (Vatteninformationssystem Sverige). Available from: <http://viss.lansstyrelsen.se>. [Accessed 2018-03-27].

VISS (2016a). *Dagvattendamm*. [online] (Vatteninformationssystem Sverige). Available from: <http://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEA SURETYPE000785>. [Accessed 2018-03-27].

VISS (2016b). *Ekologisk status/potential*. [online]. Available from: <http://extra.lansstyrelsen.se:80/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/ekologisk-statuspotential/Pages/ekologisk%20status.aspx>. [Accessed 2018-02-01].

- VISS (2016c). *Kemisk status*. [online]. Available from: <http://extra.lansstyrelsen.se:80/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/miljokvalitetsnormer/Pages/kemisk-status.aspx>. [Accessed 2018-02-01].
- VISS (2017a). *Bällstaån*. [online] (Vatteninformationssystem Sverige). Available from: <http://viss.lansstyrelsen.se>. [Accessed 2018-03-26].
- VISS (2017b). *Sundstatjärnet*. [online] (Vatteninformationssystem Sverige). Available from: <http://viss.lansstyrelsen.se>. [Accessed 2018-02-01].
- Wahlberg, C., Björleinius, B., Paxéus, N., Wistrand, B., Carlsson, A., Öster, K. & Andersson, Å. (2010). *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö* [online]. Stockholm: Stockholm Vatten och Avfall. Available from: [http://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/avlopp/avloppsrening/la-kemedelsrapport\\_slutrapport.pdf](http://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/avlopp/avloppsrening/la-kemedelsrapport_slutrapport.pdf). [Accessed 2018-07-25].
- Wall, K. (2015). *Miljökvalitetsnormer*. [online] (Havs- och Vattenmyndigheten). Available from: <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/miljokvalitetsnormer/miljokvalitetsnormer.html>. [Accessed 2018-02-06].
- Wetterstrand, S. (2017). Ansökan om investeringsmedel (CM4) för vattenåtgärder 2018. Spånga-Tensta stadsdelsnämnd. Available from: <https://insynsverige.se/documentHandler.ashx?did=1916051>. [Accessed 2018-04-09].
- Wiklander, M. (2017). Föroreningar i dagvatten. Naturvårdsverket. Available from: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/dagvattenproblematiken.pdf>. [Accessed 2018-02-28].
- Åström, G., Bodén, A. & Byström, H. (2011). *Utsläpp av avloppsvatten orsakade cryptosporidiesmittan*. Skellefteå: Bygg- och miljökontoret Skellefteå kommun.
- Östersunds-Posten (2010). *Misstänkt avloppsvatten i dagvattenledning i Östersund*. [online] (op.se). Available from: <http://www.op.se/jamtland/ostersund/misstankt-avloppsvatten-i-dagvattenledning-i-ostersund>. [Accessed 2018-03-21].