

MAt i Cirkulära RObusta system

MACRO är ett Vinnovafinansierat aktörsöverskridande projekt med målsättningen att skapa förutsättningar för införande av sorterande avloppssystem i storstad och omvandlingsområden.

Samhällsekonomisk analys av VA-system i Norra Djurgårdsstaden

2018-09-27

Henrik Nordzell och Åsa Soutukorva Swanberg,

Anthesis Enveco



Parter i delarbetspaketet:



**Stockholms
stad**



Om projektet

Projektet MACRO syftar till att stimulera innovation hos både kommuner och teknikleverantörer samt innovation kring produkter och tjänster kopplat till sorterande system för samhällets organiska restprodukter.

Projektet MACRO kommer bidra till att fylla kunskapsluckor avseende både teknik och organisation. Genom MACRO skapas fler möjligheter för svenska aktörer att utveckla spetskunskap inom området vilket ökar möjligheterna för Sverige att positivt bidra till utvecklingen av framtidens hållbara städer.

INNEHÅLL

| | |
|---|-----------|
| Sammanfattning | 4 |
| 1 Introduktion | 7 |
| 2 Metod och genomförande | 9 |
| 2.1 Kostnads-nyttanalyis | 9 |
| 2.2 Monetära schablonvärden | 10 |
| 3 Beskrivning av referensalternativ och utredningsalternativ | 13 |
| 3.1 Referensalternativ: Dagens system | 13 |
| 3.2 VA 1: Dagens system med ytterligare åtgärder..... | 14 |
| 3.3 VA 2: Klosettvattnensystem..... | 15 |
| 4 Analys av samhällsekonomiska konsekvenser | 17 |
| 4.1 Referensalternativet: Dagens system | 17 |
| 4.2 VA 1: Dagens system med ytterligare åtgärder..... | 19 |
| 4.3 VA 2: Klosettvattnensystem..... | 22 |
| 5 Sammanfattning av resultat | 36 |
| 6 Slutsatser och diskussion | 38 |
| Referenser | 40 |

Sammanfattning

Denna rapport presenterar och diskuterar resultaten från en studie som genomförts av Anthesis Enveco AB med syfte att i form av en fallstudie utreda de samhällsekonomiska konsekvenserna (kostnader och nyttor) av olika VA-system i Norra Djurgårdsstaden i Stockholm. Förutom det s.k. referensalternativet (dagens konventionella system) utreds dagens system med ytterligare åtgärder i form av ett membranfilter i Henriksdals reningsverk för att minska utsläpp av närsalter till vattenrecipienten (hädanefter VA 1), och ett sorterande klosettvattnesystem (hädanefter VA 2). I rapporten analyseras kostnader och nyttor med VA 1 och VA 2 jämfört med referensalternativet.

Tabellen nedan summerar nyttor som varit möjliga att uttrycka i kronor inom uppdraget. I en samhällsekonomisk konsekvensanalys finns alltid poster som av olika skäl inte är möjliga att monetarisera, t.ex. på grund av databrist eller alltför stora osäkerheter. Detta är särskilt vanligt på ”nyttosidan”. Storleken för de nyttor som presenteras ska därför tolkas som en minimiuppskattning av totalnyttan med respektive VA-system jämfört med referensalternativet. En slutsats från tabellen är att jämfört med referensalternativet är VA 2 det system som skulle generera de största samhällsekonomiska nyttorna i termer av minskad övergödning genom reducerade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet, bättre hygienisering, minskade externa effekter från mineralgödseltillverkning, minskade växthusgasutsläpp m.fl. nyttor. Ett flertal nyttor har kunnat uttryckas i kronor men utöver dessa finns även kvalitativt identifierade nyttor, dvs. en summering av nyttorna ger en minimiskattning av totalnyttan med respektive system.

Minimiuppskattningar av de nyttor som kan förväntas uppstå till följd av att VA 1 och VA 2 införs i Norra Djurgårdsstaden jämfört med referensalternativet (Mkr/år).

| Nyttopost | VA 1 | VA 2 |
|---|------|-------|
| B1.1./B2.1. Minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet | 0,49 | 1,36 |
| B1.2. Minskade utsläpp av bakterier, parasiter och virus/B2.11. Bättre hygienisering | 1,64 | 11,37 |
| B1.3. Potential att rena läkemedelsrester/B2.8. Minskad tillförsel av läkemedelsrester och hormoner till vatten | X | 3,68 |
| B1.4./B2.12. Bidrag till kunskapsuppbyggnad | X | X |
| B1.5./B.2.14 Potentiellt bidrag till svensk miljöteknikexport | X | X |
| B2.2. Minskade externa effekter från mineralgödseltillverkning vid ökad överföring av växnäringsämnen | | 2,48 |
| B2.3. Minskad vattenanvändning | | 0,75 |
| B2.4. Potential för att återföra värme till följd av separat BDT-ledning | | X |

| | | |
|---|------------|-------------|
| B2.5. Ökad biogasproduktion | | X |
| B2.6. Minskade utsläpp av växthusgaser | | 3,61 |
| B2.7. Potentiellt minskad sårbarhet | | X |
| B2.9. Minskning av tillförsel av tungmetaller till åkermark | | 0,13 |
| B2.10. Acceptans för restprodukter hos jordbruket | | X |
| B2.13 Potentiellt bidrag till miljöprofileringen av Norra Djurgårdsstaden | | X |
| Uppskattad miniminytta jämfört med referensalternativet | 2,1 | 23,4 |

Tabellen nedan presenterar kostnaderna med referensalternativet, VA 1 och VA 2. Från tabellen kan det bland annat konstateras att VA 2 kommer att medföra de största kostnaderna jämfört med referensalternativet. Sammantaget finns mycket som tyder på att såväl VA 1 som VA 2 kommer att leda till större nyttor än kostnader, jämfört med referensalternativet, och att nettoytan (nytta minus kostnad) är störst hos VA 2.

Uppskattningar av de kostnader som kan förväntas uppstå till följd av att VA 1 och VA 2 införs i Norra Djurgårdsstaden, utöver referensalternativet (Mkr/år).

| Kostnadspost | Referensalternativet | VA 1 | VA 2 |
|---|----------------------|----------|------------------|
| C0.1./C1.1/ C2.1. Drifts- och investeringskostnad | 12,1 | 13,1 | 23,8–26,4 |
| C2.2. Ökad energianvändning i behandlingsprocessen | | | X |
| C2.3 Sårbarhet vid strömavbrott | | | X |
| Uppskattad kostnad utöver referensalternativet | 0 | 1 | 11,7–14,3 |

Referensalternativet har en given fördel i att det är ett robust och fungerande system som är på plats och som har visat sig vara mycket funktionsdugligt under lång tid. Detta är dock givet det uppdrag de svenska avloppsreningsverken har idag, dvs. att rena kväve och fosfor. I ett framtidsscenario finns det ett antal aspekter gällande referensalternativet som bör beaktas:

- Framtida reningskrav kommer sannolikt att bli striktare och kan komma att omfatta fler ämnen såsom tungmetaller, kemikalier och läkemedelsrester.
- Ökade översvämningrisker. I takt med klimatförändringar och stigande havsnivåer finns ökade risker för översvämningar av VA-systemen.
- Den vattenbrist som efter några torra somrar har drabbat Sverige har gjort att kommuner runt om i landet har fått införa bevattningsförbud och andra åtgärder. Oftast handlar vattenbristen inte om att grundvattennivåerna är låga eller att det faktiskt är brist på vatten, utan att vattenverken inte har kapacitet att producera tillräckligt mycket vatten när vattenanvändningen stiger (Svenskt

Vatten, 2018). De flesta regioner i Sverige drabbas sällan av vattenbrist idag men däremot kan vattenbesparingspotentialen i ett avloppssystem komma att bli relevant på långa tidshorisonter. I Norra Djurgårdsstaden är ett uppdrag för staden att utveckla system som kan bidra till miljöteknikutveckling. I ett internationellt perspektiv är vattenbesparande teknik en viktig del av sådan teknikutveckling.

- Ökade krav på återföring av växtnäringsämnen till jordbruksmark kommer troligen också bli relevant i ett långt tidsperspektiv för att minska negativa miljöeffekter till följd av övergödning och användande av mineralgödsel. Förutom fosfor är det även viktigt att förvalta växtnäringsämnena kväve, kalium och svavel på ett hållbart sätt. Idag bryts stora delar av kretsloppet eftersom delar av slammet t.ex. används för täckning av deponier. Deponierna kommer att vara täckta inom några år och medföra en risk för "slamberg" i kommunerna, och ett ökat behov av andra metoder för återföring av växtnäring till åkermark.

Slutligen kan det konstateras att en samhällsekonomisk analys ofta fokuserar på det som är känt idag. Det är inte okomplicerat att kvantifiera kostnader och nyttor med att pröva nya system. Systemens sårbarhet i framtiden är också svår att prognosticera. I den här analysen har vi kvantifierat några av de miljöaspekter som är mest centrala. En mer fullständig analys skulle kräva en närmare belysning av de osäkerheter som kunnat identifieras inom uppdraget, t.ex. gällande hur stora riskminskningar som de analyserade VA-systemen faktiskt kommer att innebära.

1 Introduktion

2009 fattade kommunfullmäktige i Stockholm beslut om att miljöprofilera Norra Djurgårdsstaden med visionen att området ska vara ett internationellt föredöme när det gäller hållbart stadsbyggande. En del av denna vision handlar om vatten- och avloppshantering, vilket i hållbarhetsprogrammet för Norra Djurgårdsstaden (Stockholm, 2017, sid. 39) uttrycks som att *Vatten- och avloppshanteringen ska effektiviseras med avseende på energi- och resursanvändning*. Detta ska åstadkommas genom att:

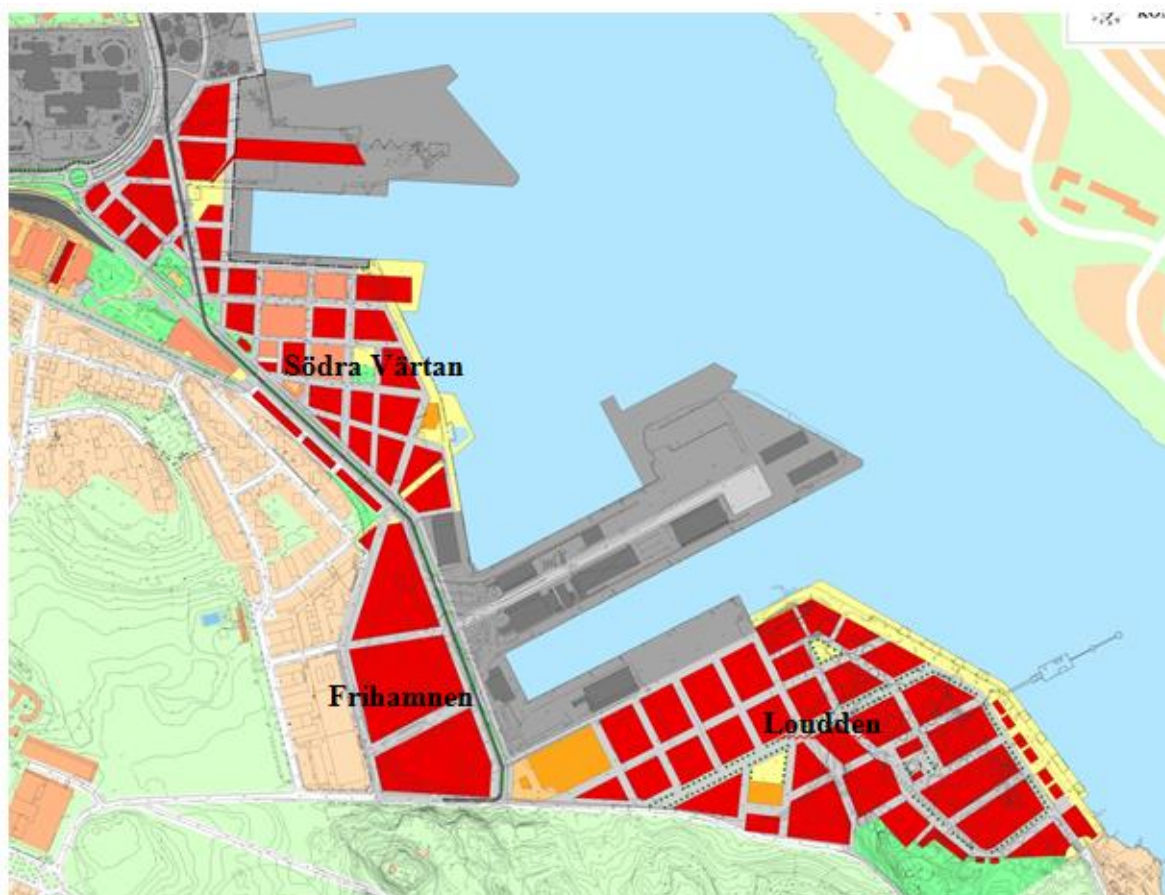
- Utveckla kunskapen hos samtliga aktörer om nyttan av sorterande avloppssystem genom pilotprojekt.
- Planera så att insamlade organiska restprodukter från spillvatten är av en sådan kvalitet att det kan återföras i högre grad till kretsloppet på ett energi- och resursoptimerat sätt.
- Omhänderta värme från spillvatten på det mest effektiva sättet.

Syftet med att sortera ut toalettavfall är dess innehåll av näringsämnen som kan återföras till produktiv åkermark, främst fosfor och kväve men även andra ämnen som kalium och svavel som är viktiga i produktionen av grödor. Avloppet innehåller även organiska ämnen som kan användas för produktion av biogas även om det är relativt små mängder biogas per person som kan utvinnas ur detta. Stockholms beslut om att samla in organiskt matavfall är framförallt för att producera biogas. Bi-produkten av detta är s.k. biogödsel, som framförallt har jordförbättrande egenskaper och inte huvudsak gödande. Substratet är vanligt i biogasproduktion och biogödslet är en attraktiv och känd produkt i jordbruket.

Dagens konventionella vatten- och avloppssystem har en given fördel i att det är ett robust och fungerande system som är på plats och som har visat sig vara mycket funktionsdugligt under lång tid. Detta är dock givet det uppdrag de svenska avloppsreningsverken har idag, dvs. att rena utgående avloppsvatten från organiskt material, kväve och fosfor. Eftersom framtida reningskrav kan komma att bli striktare och omfatta fler ämnen såsom tungmetaller, kemikalier och läkemedelsrester och på grund av det uttalade målet från stadens sida att öka återföringen av näring till åkermark är det av stort intresse att utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv belysa olika typer av VA-system. Syftet med denna studie är att i form av en fallstudie analysera kostnader och nyttor av alternativa VA-system i Norra Djurgårdsstaden. Förutom det s.k. referensalternativet (dagens konventionella system) analyseras dagens system med ytterligare åtgärder i form av ett membranfilter för att minska utsläpp av närsalter till vattenrecipienten (hädanefter VA 1), och ett sorterande klosettavfallssystem (hädanefter VA 2). Konventionell rening i olika omfattning har funnits i bruk under ca 100 år varför god kunskap finns om detta. Membranfilter är också en etablerad vattenreningsteknik. Det källsorterande systemet (VA 2) är inte lika välkänt utan har endast undersökts i mindre skala. Det bör därför beaktas att det är oklart vad detta system får för konsekvenser i en större skala.

En viktig avgränsning för uppdraget är att det område som studeras är Norra Djurgårdsstaden exklusive Hjorthagen, dvs. Södra Värtahamnen, Frihamnen och Loudden (se Figur 1). Ytterligare en avgränsning är att analysen enbart omfattar nybyggnation och alltså inte ett eventuellt byte av VA-system i befintliga fastigheter. Fallstudieområdet antas motsvara 8 185 lägenheter och 12 840 arbetsplatser samt hotellrum. I varje lägenhet antas en familj på 2 personer bo, vilket motsvarar 16 370 individer. En arbetsplats antas motsvara 0,3 individer, vilket blir 3 792 individer för arbetsplatserna i fallstudieområdet. Slutligen antas varje hotellrum motsvara 0,5 individer, vilket blir 100 individer för fallstudieområdet. Totalt antas alltså 20 262 individer ingå i vårt fallstudieområde (personlig kommunikation Maria Lennartsson, Stockholms stad).

Figur 1. Fallstudieområdet i Norra Djurgårdsstaden, Södra Värtahamnen, Frihamnen och Loudden.

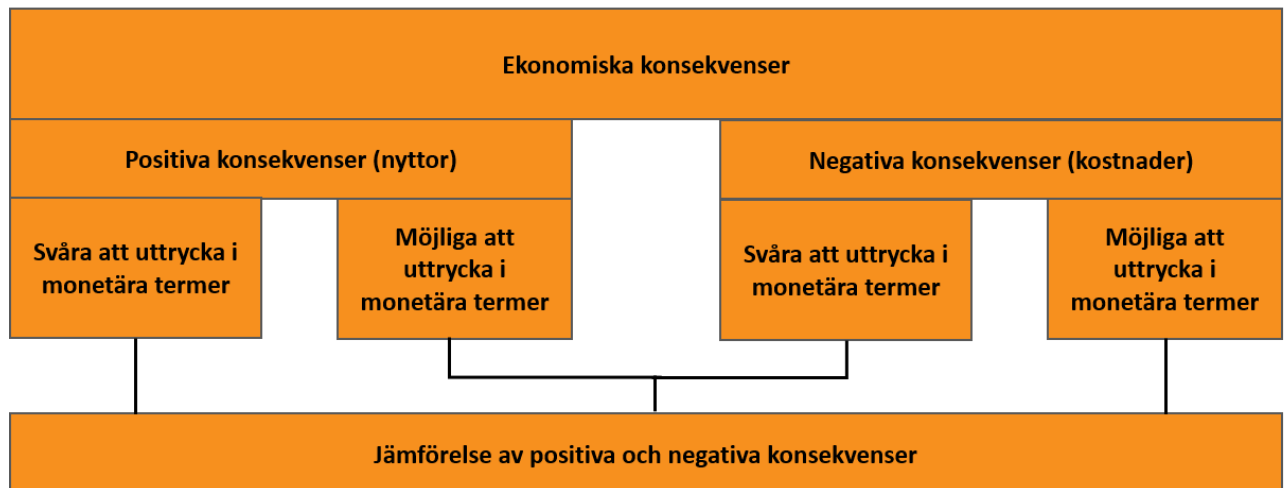


Resten av rapporten disponeras på följande sätt. Avsnitt 2 presenterar den metod som studien utgår ifrån, dvs. kostnad-nyttoanalys, samt hur metoden tillämpas i denna studie. Dessutom ges en beskrivning av monetära schablonvärden och hur sådana kan komma till användning. Avsnitt 3 beskriver referensalternativet och de två utredningsalternativen. I avsnitt 4 analyserar de samhällsekonomiska konsekvenserna av de olika VA-systemen. Avsnitt 5 sammanfattar resultaten. Avsnitt 6 avslutar med en diskussion om rapportens slutsatser.

2 Metod och genomförande

2.1 Kostnads-nyttoanalys

Kostnads-nyttoanalys innebär i korthet att jämföra ett projekts kostnader och nyttor i monetära termer. Om nyttorna överstiger kostnaderna är projektet samhällsekonomiskt lönsamt. Metoden är fast förankrad i nationalekonomisk teori, se t.ex. Johansson och Kriström (2016). Målet är att uttrycka så många nyttor och kostnader som möjligt i monetära termer men det finns oftast nyttor och kostnader som är svåra att mäta i kronor. Ett exempel på detta är att såväl VA 1 som VA 2 kan förväntas bidra till nyttor i form av kunskapsuppbyggnad och svensk miljöteknikexport, men dessa kan vara besvärliga att uttrycka i kronor på grund av svårigheten att isolera och analysera effekten av VA-systemens bidrag till nyttorna. Ett annat exempel är att VA 1 och VA2 kan innebära en minskad risk för utsläpp av virus och parasiter, men eftersom att denna nytta inte värderas på någon marknad kan den vara svår att monetarisera. Monetära uppskattningar av kostnader och nyttor behöver därför vanligen kompletteras med kvalitativa bedömningar. Figur 2 illustrerar kostnads-nyttoanalys.



Figur 2. Kostnads-nyttoanalys

En samhällsekonomisk konsekvensanalys är en kostnads-nyttoanalys som *även* inkluderar en så kallad fördelningsanalys av ekonomiska och finansiella konsekvenser, se Kriström & Bonta Bergman (red) (2014). En samhällsekonomisk konsekvensanalys syftar till att kunna dra slutsatser kring t.ex. följande frågor:

- Är nyttan av ett projekt större än dess kostnader, dvs. är projektet samhällsekonomiskt lönsamt?
- Vilka finansiella effekter får ett projekt för olika aktörer?
- Vilka är de allmänna effekterna av ett projekt, och vilka vinner respektive förlorar på att det genomförs?

- Om det finns flera föreslagna projekialternativ, vilket ger mest nytta till samhället?

I denna studie görs en översiktlig jämförelse mellan kostnader och nyttor i monetära termer och en övergripande fördelningsanalys (hur nyttor och kostnader fördelar sig på olika aktörer i samhället).

Informationsunderlaget baseras på såväl kvalitativ information som kvantitativa data. När det gäller analysens kostnadssida finns uppgifter tillgängliga från Betsholtz (2018), Sweco (2018) och de Graaf m.fl. (2014). På kostnadssidan har dataunderlaget för referensalternativet och VA 1 kompletterats genom personlig kommunikation med nyckelpersoner på Stockholm Vatten och Avfall (SVOA). Analysen av nyttor utgår i hög grad från tillämpning av monetära schablonvärden som presenteras i den så kallade prisdatabasen (Söderqvist & Wallström, 2017).

När det gäller slutresultatet är konstateranden av typen ”dessa är de sammanlagda kostnaderna och nyttorna av olika VA-system, i kronor” ej ett förväntat resultat. Anledningen till detta är att särskilt nyttorna av VA-systemen i ett flertal fall inte är möjliga att uttrycka i kronor inom ramarna för uppdraget. Däremot är en viktig uppgift för studien att så långt som möjligt kvalitativt identifiera de nyttor som kan förväntas uppstå.

2.2 Monetära schablonvärden

Ekonomisk värdering av miljöförändringar handlar om att lyfta fram hur människor beror av den omgivande miljön genom att beskriva de värden som kan förknippas med miljöförändringar. Med ekonomisk värdering menas kortfattat att analysera hur en miljöförändring bidrar till 1) människors välbefinnande (givet människors olika preferenser för varor och tjänster och även givet deras begränsade budget), och 2) företagsekonomisk lönsamhet, vilket oftast mäts som företagsvinster (Naturvårdsverket, 2015). Utgångspunkten för värdering är människan, och miljöns så kallade egenvärde, vilket är oberoende av människan, fångas därmed inte in av ekonomiska värderingsmetoder.

Det finns två huvudtyper av ekonomiska värden: användarvärden och icke-användarvärden. Användarvärden genereras till följd av användning av varor eller nyttigheter, t.ex. kan det röra sig om rekreation i eller vid vattenförekomster där vattenkvaliteten har betydelse för det välbefinnande som människor får av att vistas i området. Med icke-användarvärden menas värdet av att kunna lämna över en välmående miljö till framtida generationer eller värdet som kan förknippas med själva vetskapen att miljön är i gott skick. Begreppet TEV (Total Economic Value) används för att konstatera att det totala ekonomiska värdet som genereras av en miljöförändring är en summa av användarvärden och icke-användarvärden.

En värderingsstudie kan utföras på många sätt och kan t.ex. innebära att ett hypotetiskt scenario gällande en miljöförändring beskrivs för ett urval av befolkningen och att dessa sedan tillfrågas om sin betalningsvilja för att scenariot ska bli verklighet

(s.k. scenariostudier eller "stated preference"). Ett annat tillvägagångssätt för att ekonomiskt värdera en miljöförändring är att studera individers beteenden och preferenser på någon marknad, t.ex. hur mycket tid och pengar människor lägger ner på att resa till något naturområde (s.k. resekostnadsstudier i gruppen "revealed preference" metoder). En vanlig kritik mot scenariostudier är att de är hypotetiska, dvs. ingen riktigt betalning sker för att uppnå den miljöförändring som värderas i studien.

För att underlätta tillämpningen av resultat från värderingsstudier i beslutsfattande har det från myndighetshåll ofta efterfrågats monetära schablonvärden. Schablonvärden är mer robusta än enstaka skattningar för en viss miljöförändring eftersom de bygger på data som innehåller flera skattningar. Underlag för sådana schablonvärden presenteras i den så kallade prisdatabasen som kan användas av miljömålsmyndigheter och andra i samhällsekonomiska analyser (Söderqvist & Wallström, 2017). En av de olika miljöeffekter som presenteras i prisdatabasen är värdet av minskade utsläpp av kväve och fosfor till Östersjön, se Tabell 1. Sådana utsläppsminskningar är av särskild betydelse för denna studie av olika VA-system eftersom utsläppen av kväve och fosfor kommer att bero av vilket system som väljs. Beräkningen i Söderqvist & Wallström (2017) utgår ifrån en stor internationell scenariovärderingsstudie av att minska övergödningen så att målen i Baltic Sea Action Plan (BSAP) uppfylls (Ahtiainen m.fl, 2014). Översatt till svenska kronor var värdet av detta för svenskar 5 173 miljoner kr per år och för befolkningen i alla nio länder runt Östersjön 3 603 miljoner kr per år. HELCOM¹ (2015, s. 98) uppskattade att tillförseln av kväve till Östersjön måste reduceras med 70 988 ton årligen i jämförelse med referensperioden 2008–2010 för att uppnå god ekologisk status enligt BSAP år 2021. För fosfor är motsvarande reduktionsbeting 12 132 ton per år. Tabell 1 ger en sammanfattning av enhetskostnaderna utifrån siffrorna på betalningsvilja och reduktionsbeting. Nyttan för svenskar av minskad tillförsel av kväve är t.ex. 5 173 000 000 kr/70 988 000 kg = 73 kr/kg (95 % konfidensintervall: 58–88 kr/kg).

Schablonvärdena är ett genomsnitt för hela Östersjön. Dessa bör därför användas när de minskningar som ska värderas har betydelse för marin övergödning. Det går dock inte att addera värdet av kväve och fosfor eftersom de baseras på samma effekt, dvs. att målet för övergödning nås. För att värdet på kväveminskning ska vara sant måste det alltså antas att utsläppen av fosfor till Östersjön inte ändras så att de påverkar övergödningen negativt, och tvärtom. För kustvatten, speciellt i Norra Östersjön, är kväve det begränsande näringsämnet för den process som skapar övergödning, se Ahtiainen m.fl. (2014) avsnitt 2 eller Conley m.fl. (2009). Det är därför i detta fall mest motiverat att använda kväve-värdet.

¹ Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission

Tabell 1. Sammanfattning av enhetskostnader för minskad tillförsel av närsalter till Östersjön (Källa: Söderqvist och Wallström, 2017)

| Minskad tillförsel av kväve till kusten (Östersjön inkl. Kattegatt) | | |
|---|------------------------|------|
| Nytta för svenskar | kr/reducerat kg kväve | 73 |
| Nytta för allmänheten i alla länder kring Östersjön | kr/reducerat kg kväve | 460 |
| Minskad tillförsel av fosfor till kusten (Östersjön inkl. Kattegatt) | | |
| Nytta för svenskar | kr/reducerat kg fosfor | 430 |
| Nytta för allmänheten i alla länder kring Östersjön | kr/reducerat kg fosfor | 2700 |

I avsnitt 4.1 och 4.2 nedan används dessa värden för att uttrycka nyttoposten ”minskade utsläpp av kväve och fosfor” till recipienten vid Henriksdals reningsverk, i kronor. Ett bakomliggande antagande är att individers preferenser för god vattenkvalitet är desamma för vårt fallstudieområde i Norra Djurgårdsstaden som för de populationer som schablonvärdena i Söderqvist och Wallström (2017) bygger på. Antagandet är rimligt att göra för kväve och fosfor eftersom schablonvärdena i Söderqvist & Wallström bygger på genomförda värderingsstudier som har haft Östersjön som fallstudieområde.

Även minskade utsläpp av koldioxidekvivalenter värderas med schablonvärden. Skadekostnaden av CO₂-utsläpp har tagits från Söderqvist och Wallström (2017), som i sin tur refererar till ett arbete genomfört av Isacs m.fl. (2016) där olika skattningar sammanställdes från litteraturen. Kostnaden per CO₂-ekv är osäker och ligger inom ett stort spann på grund av skillnader i antaganden och diskonteringsränta men ett medelvärde för globala skadeverkningar av klimateffekter ligger på 3,4 kr/kg CO₂-ekv. Detta kan jämföras med exempelvis den svenska koldioxidskatten som år 2015 låg på 1,123 kr/kg. Skadekostnadsansatsen är dock att föredra när den samhällsekonomiska nyttan ska värderas (Söderqvist och Wallström, 2017).

I Söderqvist & Wallström (2017) diskuteras även hur kemikalier och tungmetaller såsom kadmium skulle kunna värderas. Det finns sedan tidigare forskning på området som uppskattar humantoxikologiska skadekostnader (Noring m.fl. 2014). Dessa behöver dock valideras, t.ex. genom att jämföra så kallade 1,4 DB-ekvivalenter med resultat från faktiska samhällsekonomiska värderingar av hälsoeffekter. Söderqvist och Wallström (2017) konstaterar att utan den typen av validering kan schablonvärden för kemikalierna och tungmetallerna inte rekommenderas, och dessa finns därmed inte med i den prisdatabas som Kemikalieinspektionen med fler myndigheter står bakom. Minskade kadmiumintag via livsmedel är en positiv effekt som kan förväntas vid införande av sorterande VA-system men på grund av osäkerheterna ovan och att accepterade schablonvärden för kadmium idag saknas diskuteras positiva effekter av minskade kadmiumintag framför allt på ett kvalitativt sätt i denna studie.

3 Beskrivning av referensalternativ och utredningsalternativ

3.1 Referensalternativ: Dagens system

Ett viktigt steg i en samhällsekonomisk konsekvensanalys är att beskriva referensalternativet. I det här fallet handlar det om att precisera ett scenario för vad som händer om de två föreslagna VA-systemen inte genomförs. Referensalternativet för denna studie beskriver dagens situation, dvs. hur utvecklingen skulle se ut om fallstudieområdet fortsatte med dagens VA-system utan ytterligare åtgärder (Figur 3). Dagens VA-system innebär en ledning som leder bort både klosettvattnet (urin och fekalier) och bad-, disk- och tvättvattnet (BDT) blandat. Till reningsverket i Henriksdal leds ca 93 Mm³ avloppsvatten per år vilket innebär att ca 305 l per person och dygn renas (Stockholm Vatten, Basfakta VA-verksamheten).

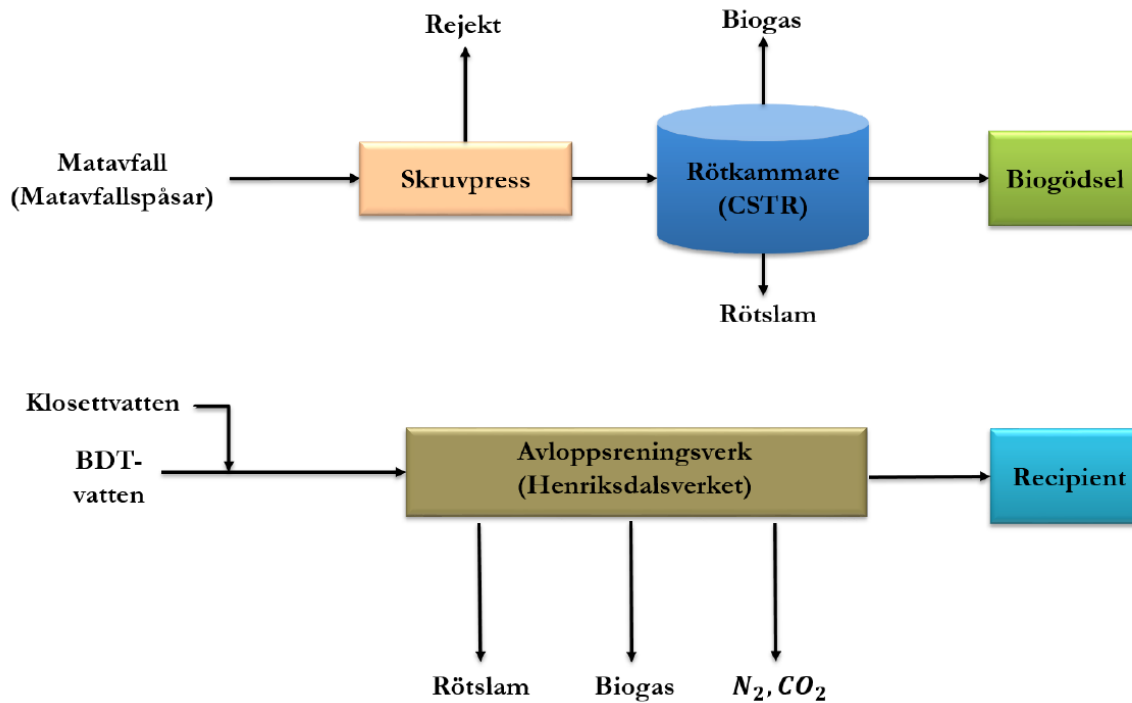
Klosettvattnet och BDT-vattnet från de anslutna innehåller tillsammans ca 5,6 kg kväve (N) och 0,81 kg fosfor (P) per person och år (Betsholtz, 2018). I det renade avloppsvattnet från Henriksdals reningsverk är halterna kväve respektive fosfor till vattenrecipienten ca 9 mg N per liter och ca 0,2 mg P per liter (personlig kommunikation med Lars Lindblom, SVOA). I Henriksdals reningsverk produceras biogas av avvattnat och rötat slam. Den årliga produktionen av biogas är 92 GWh varav ca 99 procent kan ersätta el eller fordonsbränsle. Kadmiumhalten (Cd) i slammet är ca 19,5 mg per kg fosfor (mg Cd/kg P). Allt slam är med dagens krav godkänt och certifierat för jordbruksanvändning (enligt REVAQ2). Slammet från Henriksdals reningsverk går till återställning av gruvområden.

Endast 16 procent av hushållen i Stockholm har idag någon form av insamling av matavfall. Den vanligaste formen av insamling är med separata avfallspåsar och kärl (Stockholms stad, 2017). Det är dock inte allt organiskt avfall som hamnar i hushållens separata kärl utan andelen beror på invånarnas beteende och källsorteringsvanor. Avfallspåsarna transporteras med lastbilar till en biogasanläggning där det uppgraderas till bio-metanbränsle som används i Stockholms kollektivtrafik. Från matavfallet produceras cirka 3,75 normalkubikmeter (Nm³) metanbiogas per ansluten och år från organiskt avfall³, baserat på uppgifter för 8000 hushåll (figur 5.1) i Stockholms stad (2017) [60 000 Nm³/(8000*2) p.e.]. För fallstudieområdet innebär det ca 76 000 Nm³ producerad biogas per år. Restprodukterna återförs som biogödsel till jordbrukets växtodling. Mängden kväve och fosfor i biogödseln uppgår till 0,17 kg per person och år respektive 0,028 kg per person och år (Stockholms Stad, 2017).

² REVAQ är Svenskt Vattens certifieringssystem för slam.

³ Genom att multiplicera antalet Nm³ med gasens densitet får man antalet kg. Fordonsgas har en genomsnittlig densitet på cirka 0,8 (kg/ Nm³). 1 Nm³ biogas väger ca 0,75 kg. Energiinnehållet i uppgraderad biogas (97 % metan) är 9,67 kWh/Nm³. (Källa: <https://www.tjanstebilsfakta.se/ny-enhet-for-fordonsgas>)

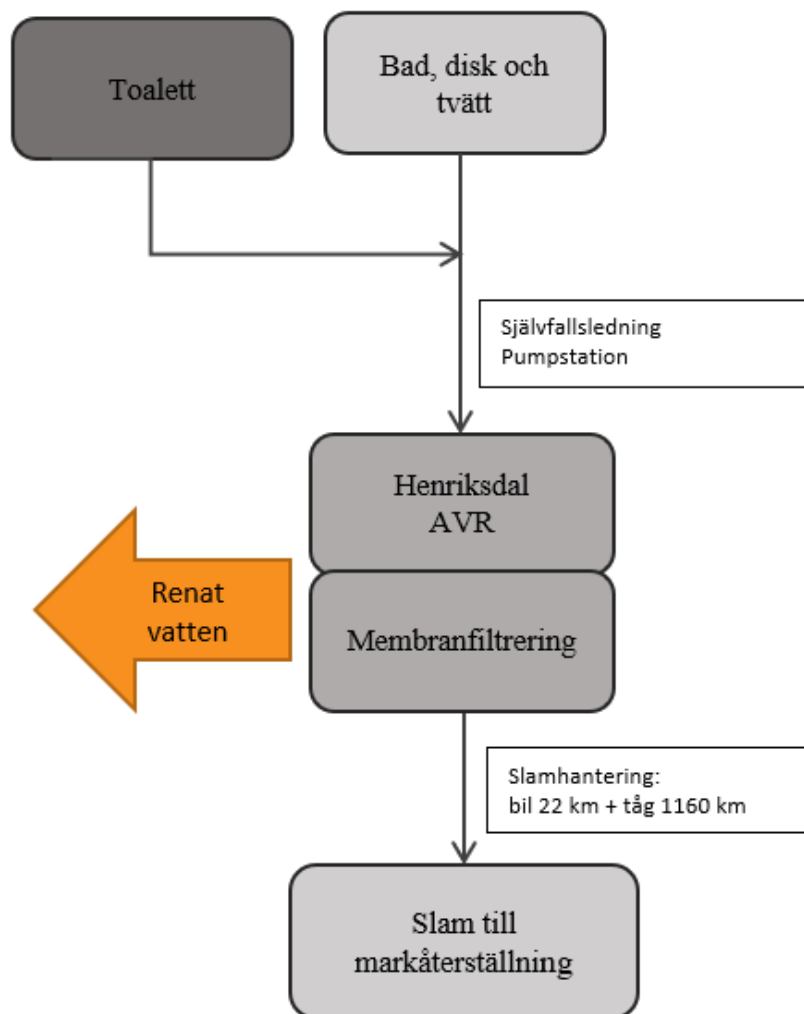
Figur 3 Schematisk bild av referensalternativet. Källa: Betsholtz, 2018.



3.2 VA 1: Dagens system med ytterligare åtgärder

Dagens system med ytterligare åtgärder innebär att dagens VA-system (referensalternativet) används i den nybyggnation som sker i studieområdet i Norra Djurgårdsstaden samt att vissa ytterligare åtgärder vidtas av SVOA, varav den viktigaste består i att ett s.k. membranfilter installeras i reningsverket i Henriksdal, se Figur 4. Ett sådant filter kommer att ge minskade utsläpp av närsalter till vattenrecipienten, som i detta fall är Östersjön. Kväveutsläppen skulle minska från referensalternativets 9 mg till 6 mg per liter medan fosforutsläppen skulle förbli oförändrade (personlig kommunikation med Lars Lindblom, SVOA). Membranfiltrering innebär även att partikelhalten i avloppsvattnet minskar vilket ger minskade utsläpp av BOD (Biochemical Oxygen Demand). Slamhantering och slamkvalitet antas vara desamma som i referensalternativet.

Figur 4 Schematisk bild av VA 1



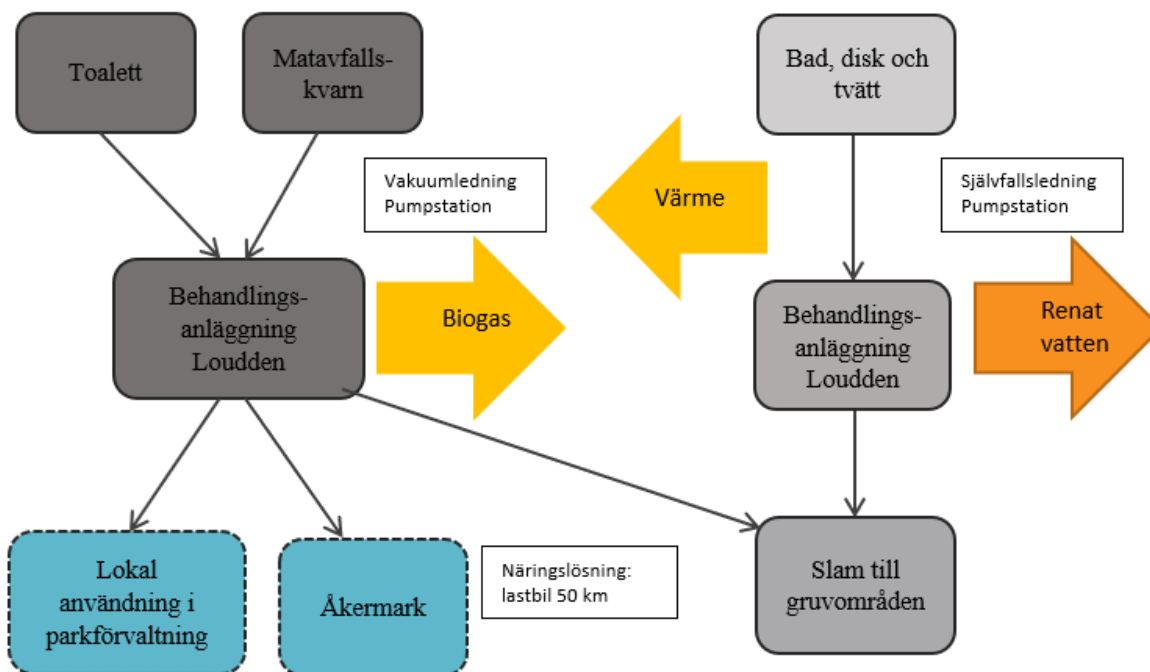
3.3 VA 2: Klosettvattnensystem

I såväl referensalternativet som VA 1 avleds klosettvattnet tillsammans med BDT-vatten (bad-, disk-, och tvättvatten) medan matavfallet insamlas separat i påse. I VA2 avleds istället klosettvattnet i gemensam ledning tillsammans med matavfall från avfallskvarnar till en lokal biogasanläggning, medan BDT-vattnet samlas upp separat, se Figur 5. Systemet som utretts av Sweco (2018) bygger på att toalettvattnet och matavfall samlas upp i vakuumtoaletter och matavfallskvarnar med vakuumteknik. Klosettvattnet och kvarnat matavfall leds till en mottagningsbrunn utanför fastigheten, varifrån det sugs med vakuum till en pumpstation och därefter pumpas det vidare i en separat tryckledning till ett reningsverk i Loudden. BDT-vattnet leds via separat självfallsledning till lokal behandlingsanläggning i Loudden, där värmeenergi återvinns ur vattnet.

Klosett- och matavfallsvattnet, behandlas i en rötkammare, där biogas utvinns. Den näringsrika lösning som återstår efter biogasutvinning koncentreras upp med vakuumindestning. Genom denna uppkoncentrering kommer volymen uppgå till högst 1/40-del av de initiala volymerna. Näringslösningen kan därefter ersätta handelsgödsel i stadens parkförvaltning alternativt transporteras till lantbrukare för spridning på åkermark.

Vattenanvändningen i en vakuumtoalett (något som är en nödvändighet i VA 2) är mindre än för en vanlig toalett. En vakuumtoalett använder 0,5-1 l/spolning, dvs ca 6 l vatten/person och dag medan en konventionell toalett använder ca 3 l/spolning, dvs ca 20 l/person och dygn. Vakuumedningen för toalettavlopp hålls separerad från ledningen för övrigt avloppsvatten (BDT-vatten) men dras tillsammans med övriga installationer i kanalschaktet.

Figur 5. Schematisk bild av VA 2



4 Analys av samhällsekonomiska konsekvenser

I detta avsnitt identifieras i kvalitativa termer positiva och negativa konsekvenser som referensalternativet, VA 1 och VA 2 medför. Dessutom, så långt det är möjligt, kvantifieras och monetariseras kostnaderna och nyttorna med VA 1 och VA 2 i förhållande till referensalternativet. Det är viktigt att beakta att de konsekvenser som beskrivs för VA 1-2 är i jämförelse med referensalternativet. Detta är det gängse tillvägagångssättet. Dock ges även en översiktlig beskrivning av konsekvenser för referensalternativet.

I avsnitt 4.2 och 4.3 kvantifieras nyttorna till följd av de olika VA-systemens effekter i fallstudieområdet Södra Värtahamnen, Frihamnen och Loudden. Som tidigare konstaterats antas totalt 20 262 individer ingå i fallstudieområdet. Kostnadsuppskattningar för de olika alternativen uttrycks per individ och kostnaden per individ multipliceras sedan med 20 262 och blir då användbar som jämförelsebar kostnadsskattning för det aktuella fallstudieområdet i denna studie.

Tidsperspektivet är viktigt att ta hänsyn till när konsekvenserna av de olika VA-systemen beskrivs. Att konsekvenserna potentiellt förändras med tidsperspektivet är troligen att förvänta för flera av de konsekvenser som analyseras, t.ex. ”Biogasproduktion”, ”Minskad energianvändning” och ”Bidrag till kunskapsuppbyggnad”. I denna analys utgår vi dock från dagens situation och kunskapsläge.

Beräkningarna i referensalternativet förutsätter 840 000 anslutna personer till Henrikdalsverket, vilket motsvarar dagens situation. I VA 1 med membranfilter har SVOA i sina beräkningar utgått från 1 150 000 abonnenter som är en uppskattning av det framtida behovet i och med att Stockholm fortsätter växa. Det kan ifrågasättas om dessa siffror är jämförbara i en samhällsekonomisk analys men eftersom nyttor och kostnader uttrycks per person hade resultatet blivit det samma om grunddatan för VA 1 hade anpassats till antalet personer i referensalternativet. Därför jämförs kostnader och nyttor per person genomgående i denna analys.

4.1 Referensalternativet: Dagens system

I en samhällsekonomisk konsekvensanalys antas konsekvenserna för referensalternativet vara givna och dessa beskrivs eller kvantifieras därför inte. Även kostnaden för referensalternativet tas för given i en samhällsekonomisk konsekvensanalys, men den beräknas nedan för jämförelse med övriga alternativ. Fördelar med referensalternativet beskrivs översiktligt nedan. Det är dock värt att notera att referensalternativet troligen innebär potentiellt mycket stora nyttor som också skulle kunna kvantifieras i enlighet med vad som görs under avsnitt 4.2 och 4.3. Samtidigt innebär referensalternativet kostnadsposter som inte heller kvantifieras.

Fördelar med dagens VA-system är att fosfor renas mycket effektivt. SVOA har även en betydande produktion av biogas (92 GWh/år) och utvinner värme ifrån avloppsvattnet för produktion av fjärrvärme, vilket bidrar till att minska nettoanvändningen av energi. En annan styrka med referensalternativet är att dagens VA-system drivs av SVOA som har en stabil organisation. För en så central samhällsfunktion som VA-systemet är detta viktigt.

Svagheter i referensalternativet är att det finns en skepsis hos jordbruket att ta emot slam från avloppsreningsverk b.l.a. till följd av föroreningar i slammet. Halten av tungmetaller (19,5 mg Cd/kg P) är högre i slam från avloppsreningsverk i jämförelse med motsvarande halt i mineralgödsel. Allt slam från SVOA är dock REVAQ-certifierat vilket innebär att slammet är kontrollerat och klarar givna gränsvärden för miljöfarliga ämnen. En annan nackdel med referensalternativet är att en relativt liten del av avloppsvattnets kväve samlas upp i slammet. Referensalternativets tekniska system är byggt för recipientskydd, ej för optimal återföring av växtnäring från stad till land. Sammansättningen av växtnäringsämnen i det slam som återförs till jordbruket är därför inte optimal. En annan nackdel med dagens VA-system är att kemikalier och läkemedelsrester går ut i vattnet och kan orsaka skador på människor och akvatiska djur. Referensalternativet medför, trots rening, stora utsläpp av kväve till följd av den stora volymen avloppsvatten och resultatet blir övergödningseffekter i recipienten. Dagens VA-system ger upphov till en del transporter av slam samt energianvändning i reningsverket.

Enligt uppgifter från SVOA (personlig kommunikation Lars Lindblom) utgörs kostnaden för referensalternativet främst av drifts- och kapitalkostnader för reningsverksamheten och ledningsnäten. Även kostnader för transport av slam till återställning av gruvområden i norra delarna av Sverige ingår dock bland annat. Kostnaden för avloppsrening uppgår till 262 miljoner kronor, av vilket 108 miljoner kr är kapitalkostnad och 154 miljoner kronor driftskostnad. Kostnaden för avledning är 238 miljoner kronor, uppdelat på 90 Mkr i kapital och 148 Mkr i driftskostnad. Totalt är kostnaden i referensalternativet därmed 500 miljoner kronor per år.

Med 840 000 anslutna personenheter kostar avloppsverksamheten därmed ca 595 kr/ansluten person och år. För vårt fallstudieområde blir detta **12,1 Mkr** per år (20 262 personekvivalenter * 595 kronor/p.e. och år). Kostnaderna för drift- och investering är nettokostnader med avseende på intäkter från bl.a. biogas. Detta innebär att om dessa intäkter inte hade räknats med hade kostnaderna för referensalternativet varit högre. Att uppgradera biogasen och använda den som fordonsbränsle är ur ett företagsekonomiskt perspektiv dock inte det optimala för SVOA. Det är mer lönsamt att använda gasen i den egna produktionen, men det är sämre för klimatet eftersom en mindre del kan ersätta fossila bränslen.

4.2 VA 1: Dagens system med ytterligare åtgärder

I Tabell 2 listas de positiva och negativa konsekvenser som VA 1 förväntas medföra jämfört med referensalternativet. Sedan följer en beskrivning av var och en av dessa samt kvantifiering och monetär värdering där så är möjligt. De nyttor som identifierats hos referensalternativet finns även hos VA 1, dvs. effektiv fosforrening, betydande produktion av biogas, värmeutvinning och en stabil organisation. Tabellen nedan presenterar nyttorna med VA 1 jämfört med referensalternativet. Hanteringen av matavfall antas vara densamma i VA 1 som i referensalternativet, och medför alltså inga ytterligare kostnader eller nyttor.

Tabell 2. Konsekvenser av VA 1

| Positiva konsekvenser (B) | Negativa konsekvenser (C) |
|--|--------------------------------------|
| B1.1. Minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet | C1.1 Drifts- och investeringskostnad |
| B1.2. Minskade utsläpp av bakterier, parasiter och virus | |
| B1.3. Potential att rena läkemedelsrester | |
| B1.4. Bidrag till kunskapsuppbyggnad | |
| B1.5. Potentiellt bidrag till svensk miljöteknikexport | |

B1.1. Nyttan av minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet. Med hjälp av den membranfiltrering i reningsverk som VA 1 innebär kommer utsläppen av kväve till recipienten minskas och pilottester visar att framtida reningskrav kan klaras (IVL, 2017). Detta är en viktig fördel då övergödning är ett av de största hoten mot Östersjön idag. Det bör här även poängteras att en fördel är att utsläppsminskningen sker i princip omedelbart när åtgärder genomförs.

Genom att tillämpa information om storleken på utsläppen av kväve och fosfor till recipienten Östersjön och sätta dessa data i relation till de monetära schablonvärden för miljöförändringar som beskrivs i avsnitt 2.2 kan en approximation ges för den monetära storleken på B1.1. Nyttan för svenskar av minskad tillförsel av kväve som är det begränsande näringsämnet för den process som skapar övergödning i kustnära vatten i Östersjön är 73 kr/kg (Söderqvist och Wallström, 2017).

Utifrån de uppgifter på utsläpp per liter vatten till vattenrecipient som SVOA uppgett, ca 9 mg N per liter och ca 0,2 mg P per liter, har utsläppen av kväve och fosfor till recipient med dagens system (referensalternativet) beräknats till 1,0 kg N per år och p.e. resp. 0,022 kg P per år och p.e.⁴ Membranfiltrering skulle enligt SVOA innebära en minskning med ungefär en tredjedel av kväveutsläppen, till 6 mg/liter eller 0,67 kg N per år och p.e. Tabell 3 presenterar minskningen av kväveutsläppen till följd av membranfiltret och en uppskattning av den monetära storleken på denna nytta. Den

⁴ Motsvarande siffror i Betsholtz (2018) är 0,97 kg N per år och p.e. resp. 0,036 kg P per år och p.e.

totala nyttan av minskade utsläpp av kväve till recipienten med VA 1 jämfört med referensalternativet uppskattas, baserat på Söderqvist och Wallström (2017), till **0,49 Mkr** per år ($73 \text{ kr/kg} * 6\,686 \text{ kg/år}$).

Tabell 3. Total tillförsel av kväve och fosfor till vattenrecipient från referensalternativet respektive membranfilterlösningen för hela fallstudieområdet beräknat för 20 262 individer (kg/år), differensen mellan referensalternativet och membranfilterlösningen (kg/år) samt det ekonomiska värdet av minskningen (kronor/år).

| | Referensalternativ | VA-1 | Minskning till följd av membranfilter | Nyttan av minskad tillförsel av närsalter |
|--------|--------------------|--------|---------------------------------------|---|
| Kväve | 20 262 | 13 576 | 6 686 | 488 112 |
| Fosfor | 405 | 405 | 0 | 0 |

B1.2. Minskade utsläpp av bakterier, parasiter och virus. Med hjälp av membranfiltrering kan bakterier och parasiter samt, i vissa fall, virus avskiljas. Det finns alltså en nytta i termer av exempelvis renare badvatten i recipienten Östersjön. Värdet av att öka antalet tjänliga badvatten i svenska sjöar och vattendrag har tidigare skattats till 200 kr per år och hushåll under fem år (Naturvårdsverket, 2008). Om det kan antas att de 8 185 permanenta hushållen i fallstudieområdet har denna betalningsvilja och givet att VA 1 skulle medföra tjänligt badvatten kan denna nytta grovt uppskattas till **1,64 Mkr** per år ($8\,185 * 200 \text{ kr}$).

B1.3. Potential att rena läkemedelsrester. Rening av läkemedelsrester genom ytterligare reningssteg ingår inte i VA 1 men en fördel med membranteknik som IVL (2017) lyfter fram är att membranerna inte släpper igenom partiklar och partikelbundna föroreningar, vilket ger möjligheter att i framtiden efterbehandla och ytterligare rena avloppsvattnet från till exempel läkemedelsrester. Sådan rening av läkemedelsrester sker redan vid Tekniska verken i Linköping där Sveriges första storskaliga och permanenta läkemedelsreningsanläggning invigdes 2017 och gör att över 90 procent av läkemedelsresterna i avloppsvattnet kan brytas ner med ozon. Ett resonemang om potentiella nyttor i termer av minskade miljö- och hälsorisker presenteras under B2.8 för VA 2 men är alltså även en potentiell nytta med VA 1 givet att reningsverket i Henriksdal också börjar rena läkemedelsrester (vilket också skulle kräva ytterligare investeringar och höja kostnaden för VA 1).

B1.4. Bidrag till kunskapsuppbyggnad. Henriksdals reningsverk kommer efter ombyggnationen att bli det största reningsverket i världen med membranteknik och gör därmed att ett mindre provat system blir provat. Detta medför att systemet blir testat och att lärdomar kan göras som kan innebära en nytta även i andra sammanhang. Systemet blir därmed ett bidrag till kunskapsuppbyggnaden i samhället. Se även B1.4 nedan.

B1.5. Potentiellt bidrag till svensk miljöteknikexport. När det utbyggda reningsverket i Henriksdal står klart – och även under pilotfasen (se B1.3 ovan) –

kommer det att erbjuda stora möjligheter att testa och demonstrera ny teknik och kan på så vis bidra till stärkt export av svensk miljöteknik. Redan idag finns en komplett pilotanläggning på plats på Hammarby Sjöstadsverk – ”pilot Henriksdal 2040” - som är en av världens ledande forskningsanläggningar inom vattenreningsteknik. Anläggningen drivs av IVL och KTH och används både i nationella och internationella forskningsprojekt och som test- och pilotanläggning åt näringsliv och andra parter (Hammarby Sjöstadsverk, 2018). Pilotanläggningen för membrantekniken syftar till att verifiera, optimera och testa den nya tekniken och simulerar ett helt reningsverk med förbehandling, biologi och slamhantering (Svenskt Vatten, 2017).

C1.1. Drifts- och investeringskostnad. Tekniker för att rena mer kväve kommer att medföra kostnader för drift och underhåll. Enligt SVOA (personlig kommunikation Lars Lindblom) kommer hela utbyggnaden av Henriksdals reningsverk att kosta drygt 4 miljarder kronor varav investeringen i membranfilterlösningen kräver investeringar på 1,7 miljarder kronor, vilket ger en kapitalårskostnad på 201 Mkr för VA 1. Tillkommer gör drift- och underhållskostnader på 216 Mkr/år och den totala årskostnaden för avloppsrening blir därmed 417 Mkr. Kostnaden för ledningsnätet förväntas vara den samma per person som i referensalternativet, och är totalt 326 Mkr i VA1. . Totalt blir kostnaden per person och år med detta system 646 kr, vilket är en ökning med 8,5 procent jämfört med 595 kr i referensalternativet. För fallstudieområdet uppgår därmed kostnaden till **13,1 Mkr** per år, en ökning med 1,0 Mkr jämfört med referensalternativet.

4.3 VA 2: Klosettvattnensystem

I Tabell 4 nedan listas positiva och negativa konsekvenser som VA 2 medför jämfört med referensalternativet. Sedan följer en beskrivning av var och en av dessa samt kvantifiering och monetär värdering där så är möjligt.

Tabell 4. Konsekvenser av VA 2

| Positiva konsekvenser (B) | Negativa konsekvenser (C) |
|--|--|
| B2.1. Minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet | C2.1. Drifts- och investeringskostnad |
| B2.2. Minskade externa effekter från tillverkning av mineralgödsel | C2.2. Ökad energianvändning i behandlingsprocessen |
| B2.3. Minskad vattenanvändning | C2.3. Sårbarhet vid strömavbrott |
| B2.4. Potential för att återföra värme till följd av separat BDT-ledning | |
| B2.5. Ökad biogasproduktion | |
| B2.6. Minskade utsläpp av växthusgaser | |
| B2.7. Potentiellt minskad sårbarhet | |
| B2.8. Minskad tillförsel av läkemedelsrester och hormoner till vatten | |
| B2.9. Minskad tillförsel av tungmetaller till åkermark | |
| B2.10. Acceptans av restprodukter hos lantbruket | |
| B2.11. Bättre hygienisering | |
| B2.12. Bidrag till kunskapsuppbyggnad | |
| B2.13. Potentiellt bidrag till miljöprofileringen av Norra Djurgårdsstaden | |
| B2.14. Potentiellt bidrag till svensk miljöteknikexport | |

B2.1. Minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet. Eftersom att större delen av kvävet och fosfor vid ett klosettvattningsystem skulle tas om hand vid källan skulle detta system innebära en minskad belastning på reningsverket i Henriksdal och därmed även minskade utsläpp av närsalterna till recipienten. Detta är en viktig fördel eftersom närsalterna orsakar övergödning, som är ett av de största hoten mot Östersjön idag.

I Betsholtz (2018) finns beskrivet att 1,5 procent av kvävet och 1,2 procent av fosfor når recipienten med detta system. Det betyder att av de 5,6 kg kväve som produceras per person och år släpps 0,084 kg ut till vattnet. Varje person producerar 0,81 kg fosfor och 0,0097 kg når alltså vattnet (Betsholtz, 2018). Tabell 5 nedan visar en sammanfattning av utsläpp per personekvivalent och år med de olika systemen samt minskningen med ett klosettvattningsystem jämfört med referensalternativet. Med 20 262 personekvivalenter i fallstudieområdet innebär det en total minskning på 18 570 kg kväve och 208 kg fosfor.

Tabell 5. Tillförsel av kväve och fosfor till vattenrecipient från referensalternativet respektive klosettvattningsystem (kg per år och per personekvivalent).

| | Referensalternativ | Klosettvattningsystem | Minskning |
|--------|--------------------|-----------------------|-----------|
| Kväve | 1,0 | 0,084 | 0,9 |
| Fosfor | 0,022 | 0,0097 | 0,01 |

Den totala nyttan av minskade utsläpp av kväve till recipienten med ett klosettvattningsystem jämfört med referensalternativet uppskattas därmed, baserat på Söderqvist och Wallström (2017), till **1,36 Mkr** per år (73 kr/kg*18 570 kg/år). Hade istället värdet för fosfor använts hade nyttan varit 89 tkr/år (430 kr/kg*208 kg/år), men det rekommenderas alltså inte i detta fallet eftersom kväve är det begränsande näringsämnet för den process som skapar övergödning. Tabell 6 beskriver tillförseln av kväve och fosfor till vattenrecipient för vårt fallstudieområde med 20 262 individer, minskningen jämför referensalternativet med ett klosettvattningsystem samt nyttan av denna minskning.

Tabell 6. Total tillförsel av kväve och fosfor till vattenrecipient från referensalternativet respektive klosettvattningsystemet (VA-2) för hela fallstudieområdet beräknat för 20 262 individer (kg/år), differensen mellan referensalternativet och VA-2 (kg/år) samt det ekonomiska värdet av minskningen (kronor/år). Värdet på kväve och fosfor ska inte adderas.

| | Referensalternativ | Klosettvattningsystem | Minskning till följd av klosettvattningsystem | Nyttan av minskad tillförsel av närsalter |
|--------|--------------------|-----------------------|---|---|
| Kväve | 20 262 | 1 692 | 18 570 | 1 355 634 |
| Fosfor | 405 | 197 | 208 | 89 440 |

B2.2. Minskade externa effekter från mineralgödseltillverkning vid ökad överföring av växtnäringsämnen. Referensalternativet innebär att i princip allt fosfor som kommer till Henriksdals reningsverk lämnar kretsloppet då slammet används till markåterställning i gruvdeponi (WSP, 2011), medan kvävet till största delen antingen avdrivs till luft i reningsprocessen eller följer med det behandlade avloppsvattnet till recipienten. I Betsholtz (2018) framgår av figur 20 att med ett klosettvattningsystem hamnar ca 82 procent av kvävet och 63 procent av fosfor som årligen produceras per person i det slutliga koncentratet, dvs. 4,6 kg N ($0,82 \cdot 5,6$ kg) resp. 0,51 kg P ($0,63 \cdot 0,81$ kg). Koncentratet kan sedan användas som växtnäring i jordbruket eller inom parkförvaltningen. Med 20 262 personekvivalenter i det studerade området skulle då ca 93 000 kg ($4,6 \cdot 20\,262$) kväve och 10 300 kg ($0,51 \cdot 20\,262$) fosfor kunna återföras till jordbruket per år jämfört med referensalternativet och ersätta handelsgödsel med motsvarande näringsinnehåll.

Tillverkningen av handelsgödsel innebär en miljöbelastning, t.ex. behövs energi i flera steg för att dels framställa vätgas och dels för att omvandla ammoniak till slutprodukten ammoniumnitrat⁵. Ammoniumnitrat är ett av de vanligaste kvävegödselmedlen på den europeiska marknaden (Ahlgren m.fl., 2015) och används som exempel för det fortsatta resonemanget. Hittills är det vanligast att använda fossil energi i form av naturgas vid gödseltillverkningen vilket ger upphov till utsläpp av växthusgaser. De bästa anläggningarna behöver ca 8–9 kWh för tillverkning av 1 kg kvävegödsel (räknat i form av rent kväve). Men det finns ganska många gamla anläggningar kvar med lägre energieffektivitet som använder mer; det globala medelvärdet är ungefär 14 kWh per kg kväve. Omräknat till koldioxidekvivalenter (CO₂-ekv) släpper en genomsnittlig EU-gödselabrik ut 7,8 kg CO₂-ekv per kilo tillverkat kväve. Det går dock att minska detta genom att rena utsläppen av växthusgasen lustgas med en recirkulering av gaserna och SCR-teknik (selektiv katalytisk reduktion). För att klara kraven för Svenskt Sigills Klimatcertifiering får max 3,6 kg CO₂-ekv per kilo tillverkat kväve släppas ut, vilket kan uppnås med en viss energieffektivisering och rening, se exempelberäkning i Box 1 nedan.

Även vid användande av förnybar energi för framställning av kvävegödselmedel, t.ex. biogas, bildas växthusgaser. I Ahlgren m.fl. (2015) anges ett spann på 0,1–1,5 kg CO₂-ekv per kg N. Den energi som behövs för biogasproduktionen i klosettvattningsystemet är dock medräknad i posten C2.2 *Ökad energianvändning i behandlingsprocessen* (värderas under B2.6. *Minskade utsläpp av växthusgaser*). Därför beräknas här nyttan av hela den minskade klimatbelastningen från tillverkningen av handelsgödsel. Kostnaden per CO₂-ekv är osäker och ligger inom ett stort spann, på grund av skillnader i antaganden och diskonteringsränta, men ett medelvärde för globala skadeverkningar av klimateffekter ligger enligt Söderqvist & Wallström (2017) på 3,4 kr/kg CO₂-ekv. Nyttan av en ökad tillförsel av växtnäringsämnen till jordbruket

⁵ Det finns också miljöproblem vid användningen av handelsgödsel som t.ex. näringsläckage med påföljande övergödning och försurning av mark och vatten, men liknande problem kan förväntas även med natur-/biogödsel och det finns olika åsikter om vilket som utgör de största problemen. Därför jämförs inte dessa effekter i denna rapport.

värderas därmed till **2,48 Mkr** per år baserat på ett minskat behov av handelsgödsel motsvarande 93 ton kväve per år (4,6 kg N per person och år * 20 262 pe * 7,8 kg CO₂-ekv per kg N * 3,4 kr/kg CO₂).

GÖDSELTILLVERKNING

En genomsnittlig EU-gödselabrik släpper ut 7,8 kg CO₂-ekv per kilo N. När ”bästa tillgängliga teknik” (BAT) används i ammoniak- och salpetersyrafabriker kan det totala klimatgasutsläppet för ammoniumnitrat stanna vid 3,6 kg CO₂-ekv per kilo N, vilket är kravnivån för Svenskt Sigills Klimatcertifiering.

Ammoniak tillverkning

Det krävs energi för att binda luftens kväve. Naturgas är den mest effektiva energikällan.

- Genomsnittlig energianvändning i europeiska fabriker: 35,2 GJ per ton ammoniak
- Genomsnittlig energianvändning med EU BAT: 31,8 GJ per ton ammoniak (= 2,2 kg CO₂ per kg N i ammoniumnitrat)

Salpetersyratillverkning

Salpetersyra används vid tillverkning av ammoniumnitratbaserade gödselmedel. Vid tillverkningen frigörs N₂O. Katalytisk rening gör att N₂O-utsläppen minskar till under BAT-nivå.

- N₂O-utsläpp utan rening: 7,5 kg N₂O per ton salpetersyra.
- Utsläpp med rening och EU BAT: 1,85 kg N₂O per ton salpetersyra (= 1,3 kg CO₂-ekv per kg N i ammoniumnitrat).

Granulering/prillning

Ammoniumnitratlösningar tillverkade av ammoniak och salpetersyra granuleras eller prillas för att ge ett fast gödsel av hög kvalitet. Detta kräver energi.

- Normal energikonsumtion: 0,5 GJ per ton produkt (= 0,1 kg CO₂ per kg N i ammoniumnitrat).

Box 1. Klimatpåverkan av handelsgödseltillverkning. Källa: Yara, 2010.

B2.3. Minskad vattenanvändning. I en vakuumpolett i ett klosettvattningsystem används ca 0,5–1 l/spolning, dvs. ca 6 l vatten/person och dag, att jämföra med ca 3 liter per spolning för en toalett i ett konventionellt VA-system, ca 20 l/person och dygn (Stockholm Stad, 2017 samt personlig kommunikation Maria Lennartsson). Det kan också uttryckas som att vattenanvändningen minskar med 14 liter per person och dygn. Om ett klosettvattningsystem skulle införas i vårt fallstudieområde skulle detta innebära en minskad vattenanvändning på totalt ca 103 500 m³ per år⁶. Den rörliga avgiften för flerbostadshus, industrier och andra fastigheter är 7,25 kr/m³, vilket ger en besparing på **0,75 Mkr** per år.

B2.4. Potential för att återföra värme till följd av separat BDT-ledning. Idag återvinns värme ur avloppsvatten i Henriksdals vattenreningsverk efter reningsprocessen. Temperaturen på avloppsvattnet som kommer till Henriksdal är ca 17 °C men den höjs med drygt en grad under rening i och med att värme tillförs. Efter värmeväxlingen har vattnets temperatur sjunkit från drygt 18 °C till mellan 0,4–4 °C. Temperaturen i vattnet som lämnar byggnaden är dock i snitt ca 27 °C och stora mängder värmeenergi går alltså förlorad i ledningssystemet till Henriksdal. Med en

⁶ 20 2622 p.e.*14 l per p.e. och dygn*365 dygn per år = 103 538 820 liter = 103 500 m³

lokal värmeväxlare går det att minska dessa förluster. Med separata ledningar för BDT-vatten ökar potentialen ytterligare eftersom det inte blandas ut med det kallare avloppsvattnet och kan ledas genom mer effektiva värmeväxlare. Dessutom minskar behovet av filtrering och rengöring jämfört med blandat avloppsvatten (Stockholms Stad, 2017).

Uppskattningsvis innehåller varmvattnet från hushåll ca 1 510 kWh/p.e., baserat på data i Stockholms stad (2017) där det i figur 5.5 framgår att energiinnehållet från 19 200 p.e. är 29 GWh/år (29 GWh/19 200 p.e.). Ett hushåll förbrukar ca 150 liter per person och dygn (Stockholms stad, 2017). Energiinnehållet per liter är därmed 27,6 Wh/liter⁷. I referensalternativet är det totala energiinnehållet i avloppsvattnet som kommer till Henriksdal 2 577 GWh/år, antaget att vatten från kontor, hotell och dagvatten har samma energi som från hushåll⁸. Det antal personekvivalenter som finns i fallstudieområdet står för 62 GWh/år av totalen.

Varje år återvinns energi motsvarande ca 888 GWh per år i Henriksdal (Box 4.1 i Stockholms Stad, 2017). Henriksdal renar avloppsvatten motsvarande 305 liter/ansluten, vilket förutom vatten från hushåll även inkluderar avloppsvatten från restauranger, hotell och kontor samt dagvatten (personlig kommunikation med Lars Lindbom, SVOA). Omräknat till återvunnen värme per liter renat vatten är det i referensfallet ca 9,5 Wh/liter. Det ger en återvinningsgrad på ca 34 procent.

Återvinningspotentialen med en lokal värmeväxlare är även den beroende av förluster mellan byggnader och anläggningen. Om förlusterna hålls låga kan upp mot 80 procent av den tillgängliga värmen återföras, alltså 22,1 Wh/liter. För fallstudieområdet med 20 262 p.e. är den totala vattenmängden med ett klosettvattnesystem i VA2 1006 miljoner liter eller 136 liter/person och dygn, dvs. 14 liter mindre än ett normalt hushåll eftersom mindre vatten används vid spolning (se B2.3 ovan). Utöver det antas det att 155 liter/p.e. och dygn kan värmeåtervinnas i Henriksdal med samma metod som i referensalternativet, vilket är skillnaden mellan nuvarande vattenmängd till Henriksdal (305 liter, inkl. dagvatten m.m.) och vattenanvändningen i ett normalt hushåll (150 liter). Det blir totalt 1 144 miljoner liter till Henriksdal.

I Tabell 7 visas energiinnehåll och värmeåtervinning av dessa två flöden i VA 2 samt en jämförelse med referensalternativet. Även fast den totala vattenmängden i VA2 är lägre än i referensalternativet innebär den mer effektiva värmeväxlingen i fallstudieområdet en ökad värmeåtervinning på ca 12 GWh/år. Nyttan av detta minskade behov av värmeenergi är en minskad fjärrvärmeproduktion, som leder till lägre utsläpp av t.ex. växthusgaser. Alla effekter som påverkar utsläpp av växthusgaser monetariseras under B2.6 *Minskade utsläpp av växthusgaser* nedan.

⁷ $(150 \cdot 365 \cdot 19\,200)$ liter = 1 051 200 000 liter; 29 GWh/1,05 G liter = 27,6 Wh

⁸ $93,4 \text{ Mm}^3 \text{ vatten/år} \cdot 27,6 \text{ Wh/liter} = 2\,577 \text{ GWh/år}$

Tabell 7. Energiinnehåll och värmeåtervinning i VA 2

| | | Referens- alternativ | VA 2 | | |
|-------------------------|-------------------------------|-------------------------|------------|------------------------|-------------|
| | | Henriksdal | Henriksdal | Fallstudie- området | Totalt VA 2 |
| Vattenmängd | Per person (liter/dygn) | 305 | 155 | 136 | 291 |
| | Totalt (M liter/år) | 2 253 | 1 144 | 1 006 | 2 149 |
| Energiinnehåll | Totalt (GWh/år) | 62 | 32 | 28 | 59 |
| Värmeåtervinning | Per vattenenhet (Wh/liter) | 9,5 | 9,5 | 22,1 | |
| | Totalt (GWh/år) | 21 | 11 | 22 | 33 |
| | Procent (%) | 34% | 34% | 80% | |

B2.5. Ökad biogasproduktion. Den totala biogasproduktionen blir högre för ett klosettvattningsystem jämfört med det konventionella systemet vilket till största delen beror på mindre förluster till atmosfären i samband med behandlingen av klosettvattnet och matavfall, men även till viss del mindre förluster vid insamling och transport av matavfallet. I tillägg förväntas en något högre grad av utrotning av klosettvattnet i rötkammaren. En längre förklaring finns i Kjerstadius (2016). Biogasproduktionen från klosettvattnet förväntas kunna dubblas och från matavfallet öka med ca 50 procent jämfört nuvarande system. Från BDT-vattnet antas produktionen vara densamma som i referensalternativet (Betsholtz, 2018). Totalt kan en biogasproduktion på 13 Nm³ per person och år förväntas i VA 2, vilket motsvarar 128 kWh per person och år. För fallstudieområdet innebär det totalt 2,6 GWh per år, en ökning med 0,36 GWh per år utifrån biogasproduktionen i Henriksdal på 110 kWh per person (personlig kommunikation med Lars Lindbom, SVOA). Nyttan med en ökad biogasproduktion är att den kan ersätta fossila bränslen och därmed minska klimatpåverkan. Denna nytta värderas i B2.6.

B2.6. Minskade utsläpp av växthusgaser. Ett klosettvattningsystem innebär totalt sett minskade utsläpp av koldioxid eftersom det sker en högre grad av värmeåtervinning och biogasproduktion, biogas som kan ersätta t.ex. diesel som fordonsbränsle. Biogas har en lägre emissionsfaktor än diesel, 25,4 g CO₂/kWh jämfört med 279,3 g CO₂-ekv/kWh (Stockholms stad, 2017). Med en ökad biogasproduktion på 0,36 GWh/år minskar koldioxidutsläppen med 91,4 ton per år.

Den största minskningen kommer dock från ett mindre behov av energi i VA2 jämfört med referensalternativet, med totalt 9,5 GWh. Värmeåtervinning minskar användningen i fallstudieområdet med 12 GWh medan ett ökat energibehov i behandlingsprocessen ökar användningen med 2,5 GWh (se C2.2). Vid fjärrvärmeproduktion släpps ca 102 g CO₂-ekv ut för varje kilowattimme. En minskad energianvändning på 9,5 GWh ger då minskade utsläpp med 970 ton per år, se Tabell

8. Nyttan av minskade växthusgasutsläpp på totalt 1 061 ton/år (91,4+970 ton/år) värderas till **3,61 Mkr** per år, baserat på en skadekostnad motsvarande 3,4 kr/kg CO₂-ekv från Söderqvist & Wallström (2017). Även minskad handelsgödselproduktion har positiva effekter på klimatet, se B2.2.

Tabell 8. Minskade utsläpp av växthusgaser (ton CO₂-ekv) med ett klosettvattningsystem.

| | Diesel (5% RME) | Biogas | Skillnad diesel-biogas | Fjärrvärme |
|----------------------------|-----------------|--------|------------------------|------------|
| g CO ₂ -ekv/kWh | 279,3 | 25,4 | | 102,0 |
| GWh | 0,36 | 0,36 | | 9,5 |
| Ton CO ₂ -ekv | 100,6 | 9,1 | 91,4 | 970 |
| Minskade utsläpp | | | | 1 061 |

B2.7. Potentiellt minskad sårbarhet. Ett klosettvattningsystem innebär att en del avloppsfraktioner hanteras i ett annat system där dessa tas om hand vid källan, för att senare spridas på åkermark. Tillförseln av kväve och fosfor samt smittämnen till reningsverket är därmed mindre, vilket minskar sårbarheten vid en eventuell översvämning eller läckage jämfört med det traditionella systemet, se även B2.8 nedan. Risken för exponeringen av dessa ämnen minskar alltså med ett klosettvattningsystem (Jönsson m.fl, 2013).

B2.8. Minskad tillförsel av läkemedelsrester och hormoner till vatten. Det finns idag många studier som visar att läkemedel och hormoner kan ha negativa effekter i den akvatiska miljön, t.ex. hormonstörande effekter och risker för antibiotikaresistens (se sammanställning av några sådana studier i IVL, 2016). Inom ramen för forskningsprojektet MistraPharma (2008-2015) har även laboratorieförsök gjorts som kunnat demonstrera effekterna av olika typer av läkemedel vid halter som faktiskt uppmätts i miljön.

Ett klosettvattningsystem innebär att restprodukter från avloppsvattnet efter behandling sprids på åkermark istället för att gå ut i vattnet medan referensalternativet innebär att toalettavloppet blandas ut med BDT-vatten och rinner igenom reningsverket. Läkemedel är ofta svårnedbrytbara – även i reningsverkens processer. Dessutom är 95 procent av alla läkemedel vattenlösliga eller har ombildats till vattenlösliga metaboliter och hamnar därmed inte i någon större utsträckning i slamfraktionen (Wahlberg, 2010). Eftersom att läkemedelsrester och hormoner bryts ned bättre och snabbare i åkermark än i vatten är det ur det perspektivet en fördel om dessa sprids där istället. Exponering för läkemedelsrester via grödor som växt på jordbruksmark som gödslats med hygieniserat klosettwater har visat sig vara försumbar (Levén m.fl, 2016).

I Naturvårdsverket (2017) utreds samhällsekonomiska konsekvenser av att mer avancerad rening i avloppsreningsverk används med syfte att avskilja läkemedelsrester. Det konstateras att de kostnader som uppstår till följd av den avancerade reningen är reningskostnader och miljökostnader och att nyttorna kopplar

till 1) effekter på miljön, 2) människors hälsa, och 3) värdet av att ha ett försiktighetsperspektiv. Det finns idag stora kunskapsluckor gällande de potentiella negativa effekter på människors hälsa som kan orsakas av läkemedelsrester i vattenmiljön. En osäkerhet handlar om vilka miljö- och hälsoeffekter som kan uppstå när olika ämnen samverkar, och vilka effekter som kan uppstå på lång sikt. Det finns emellertid enligt Naturvårdsverket (2017) lite som pekar på att det skulle finnas en påverkan på människors hälsa vid nuvarande exponeringsnivåer av läkemedelsrester i dricksvatten. Ett försiktighetstänk är ändå viktigt för att människors förtroende för något så centralt som dricksvattenförsörjning inte ska rubbas, särskilt med tanke på att de framtida effekterna för såväl miljö som människa är så svåra att sia om.

Naturvårdsverket (2017) identifierar de samhällsekonomiska nyttorna i kvalitativa termer och presenterar även resultat från en tidigare genomförd betalningsviljestudie av åtgärder för att minska förekomsten av läkemedelsrester i vattenmiljöer och de miljö- och hälsorisker som kan förknippas med detta. Betalningsviljestudien genomfördes i Schweiz och Naturvårdsverket väljer att inte dra några slutsatser för svensk del eftersom det finns betydande skillnader mellan Schweiz och Sverige, framför allt att det i Schweiz är vanligt att recipienter är dricksvattentäkter och att utsläppen även påverkar grannlänternas recipienter. Den genomsnittliga betalningsviljan per hushåll för att minska den potentiella risken för miljö- och hälsa skattas till motsvarande ca 900 kr per år och hushåll.

Som ett hypotetiskt och försiktigt räkneexempel för vårt fallstudieområde i Norra Djurgårdsstaden kan ett försiktigt antagande göras att betalningsviljan är hälften av den som skattades i den schweiziska studien, dvs. 450 kr per år och hushåll. Givet antagandet att ett sorterande VA-system kan minska riskerna med läkemedelsrester och uppräknat för de 8 185 permanenta hushållen i fallstudieområdet skulle detta innebära en total betalningsvilja på ca **3,68 Mkr** per år ($8\,185 \cdot 450$ kr). Det är åter viktigt att betona osäkerheterna med detta räkneexempel med tanke på de olika förhållanden som råder i Schweiz och Sverige.

B2.9. Minskad tillförsel av tungmetaller till åkermark. Intag av kadmium har konstaterat negativa effekter för människors hälsa, t.ex. njurskador, cancer, nedsatt fertilitet (misstänkt), genetiska effekter (misstänkt) och ökad risk för frakturer. Det finns därför goda skäl att minska exponeringen för ämnet via livsmedel.

Kadmiumhalten i avloppsslam från Henriksdals reningsverk är idag 19,5 mg Cd/kg P. Målsättningen för Revaq-certifierade reningsverk är ett gränsvärde på 17 mg Cd/kg P till år 2025. Idag uppnår 45 procent (19 av 41) av de certifierade reningsverken en kadmium-fosforkvot under 20 mg Cd/kg P.

Avloppsfraktioner har en jämförelsevis liten betydelse för den samlade mängd kadmium som människor får i sig men det kan ändå vara intressant att konstatera hur olika s.k. återföringsprodukter skiljer sig åt i detta hänseende. Slammet som produceras vid Henriksdals reningsverk innehåller alltså 19,5 mg kadmium per kg fosfor. Forskare vid SLU har kunnat visa att kadmium-fosfor kvoten kan förbättras avsevärt med ett sorterande system. Två enskilda mätningar av klosettatten visar på

11 mg respektive 19 mg kadmium per kg fosfor. Intervallet för den sistnämnda mätningen var dock stort, från 7,7 till 40 mg Cd/kg P i klosettvattnet. Författarna menar att en stor del av tungmetallerna troligen kommer från skurvatten som hållts i toalettstolen (Jönsson m.fl, 2013). Minskningen av tungmetaller i klosettvattnet kan alltså antas bero på att BDT- och klosettvattnet delas upp och att klosettvattnet blir en mer användbar produkt genom att inte ”smutsas ned” av giftiga ämnen från BDT-vattnet. I slutänden innebär detta en minskad tillförsel av b.l.a. kadmium till åkermark men tungmetallerna kan istället förväntas tillföras reningsverket via t.ex. BDT-vattnet.

KemI (2012) har beräknat den samhällsekonomiska kostnaden för frakturer som orsakas av kadmium i mat till 4,2 miljarder kr per år i Sverige, dvs. i genomsnitt ca 420 kr/svensk (4 200 000 000/10 000 000). Ungefär 5 procent av kadmiumflödet till svenska åkermarker sker via slam från reningsverk (KemI, 2011). Om genomsnittskostnaden för kadmiumorsakade frakturer per svensk räknas upp för populationen i Norra Djurgårdsstaden (20 262 pe) innebär det en samhällsekonomisk kostnad på ca 8,5 Mkr per år (420*20 262). Vid ett antagande att den samhällsekonomiska kostnaden för kadmiumorsakade frakturer hänger ihop proportionerligt med de olika typerna av tillflöden skulle ca 5 procent av den samhällsekonomiska kostnaden kunna härröras till slam från reningsverk, dvs. för Norra Djurgårdsstadens del ca 0,43 Mkr år. Hur skulle denna kostnad påverkas vid införandet av ett klosettvattnessystem?

Enligt Wittgren m.fl. (2011) innebär ett klosettvattnessystem att tillförseln av kadmium skulle minska med ca en tredjedel jämfört med referensalternativet. Om den mängd kadmium som avloppsslam idag tillför åkermarker i Sverige skulle minska med en tredjedel innebär detta att den totala andelen kadmium som tillförs via slam från reningsverk skulle minska från 5 till 3,5 procent. Uppräknat för populationen i Norra Djurgårdsstaden skulle då den samhällsekonomiska kostnaden för kadmiumorsakade frakturer vara 3,5 procent av 8,5 Mkr, dvs. ca 0,3 Mkr per år. Kostnadsbesparingen i termer av minskad förekomst av kadmiumorsakade frakturer blir då uppräknat för fallstudieområdet **0,13 Mkr** per år (0,43-0,3) vid införandet av ett klosettvattnessystem.

Det är viktigt att betona att schablonvärden för kemikalier och tungmetaller är svåra att fastställa och att den nyligen publicerade samhällsekonomiska prisdatabasen (Söderqvist och Wallström, 2017) – som även KemI står bakom – därför inte presenterar sådana värden. Ovanstående räkneexempel behöver därför betraktas just som ett hypotetiskt räkneexempel, och därmed tolkas med stor försiktighet. Dessutom leder exponering för kadmium förutom till frakturer även till andra negativa miljö- och hälsoeffekter som inte är inkluderade i räkneexemplet.

B2.10. Acceptans av restprodukter hos lantbruket. En utmaning idag är enligt LRF att behovet av avloppsslam för deponitäckning inom några år kommer att vara tillgodosett och att det även finns på förslag att mängden slam som få användas i anläggningsjord ska minska, LRF (2018). Tillsammans riskerar detta innebära att kommunerna bygger upp ”slamberg”, vilket innebär ett ökat behov av andra metoder

för återföring av växtnäring till åkermark. Ecoloop har på uppdrag av LRF genomfört en utredning av LRF:s deltagande i Revaq (LRF, 2018). Studien bygger bland annat på intervjuer med nyckelpersoner inom VA-sektorn, representanter för lantbruk och livsmedelssektorn, Naturvårdsverket m.fl. för att få en fördjupad förståelse av hur dessa aktörer ser på utvecklingen av Revaq. Ett viktigt resultat är att acceptansen för att ta emot och sprida slam tycks öka, särskilt bland yngre lantbrukare.

I LRF:s policy för kretslopp framgår att LRF är teknikneutralt och önskar se mer av ny kretsloppsteknik, bl.a. kan källsorterande system blir intressanta om ”rena och hygieniska kretsloppsprodukter kan uppnås” (LRF, 2017, sid. 2). Det finns även en acceptans för källsorterade avloppsfraktioner, vilken bygger på att den återförda gödselprodukten är kvalitetssäkrad. Idag finns certifieringen *System för kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp* (SPCR 178) som tillkommit som ett svar på slutanvändarens (lantbrukets) krav på toalettavfall som gödselmedel. Certifieringssystemet ägs och administreras av RISE. Lantbrukarnas riksförbund (LRF) står bakom systemet och ser sin roll som att påverka system och kretsloppsprodukter så att de lätt kan användas med högt förtroende i jordbruket, och bidra till ökad användning av renare kretsloppsprodukter (LRF, 2018). SPCR 178 ställer t.ex. följande krav på de avloppsfraktioner som får ingå i den återförda växtnäringen: 1) arbetet måste genomföras på ett strukturerat och systematiskt sätt, 2) avloppsfraktionernas hämtningsställe och mängd ska dokumenteras, 3) hantering vid transport får inte försämra avloppsfraktionernas kvalitet, 4) innehållsdeklarationen ska innehålla information om avloppsfraktionens ursprung och behandling, om den är sorterad samt dess sammansättning, 5) hygienisering ska uppnås genom vissa givna behandlingsmetoder och förutsättningar, 6) avloppsprodukten får ha ett maximalt förhållande (kvot) mellan kadmium och fosfor (mg Cd/kg P) på 25 mg Cd/kg P (till och med år 2019) och 17 mg Cd/kg P (från och med 2020), 7) användningen av avloppsfraktionen inom jordbruket ska dokumenteras på karta (JTI, 2012).

B2.11. Bättre hygienisering. En viktig fördel med VA 2 är att humanpatogener och bakterier hålls kvar på land och inte belastar recipienten, vilket är en stor fördel exempelvis vid skyfall som riskerar leda till bräddning och risk för förorenat dricksvatten, Jönsson m.fl. (2013). På sikt innebär ett sorterande system en väsentligt minskad spridning av humanpatogener och antibiotikaresistenta bakterier till miljön. Den monetära storleken av denna nytta kan illustreras med hjälp av ett räkneexempel. Som en del av den statliga utredningen En trygg dricksvattenförsörjning (SOU 2016:32) gjordes en samhällsekonomisk analys av nyttorna med en säker dricksvattenförsörjning som bland annat presenterade en schablonkostnad på 20 000 kr per insjuknad vid vattenburna sjukdomsutbrott, Söderqvist m.fl. (2016). Skattningen bör betraktas som låg särskilt i händelse av stora sjukdomsutbrott med betydande negativa konsekvenser för samhället. Antalet sporadiska sjukdomsfall av AGI som sker i Sverige varje år kopplat till intag av dricksvatten är 0,024 sjukdomstillfällen per person och år (Livsmedelsverket, 2016). Begreppet AGI (Akut Gastroenterit) står för mag- och tarminflammation som kan resultera i diarré, kräkningar, buksmärter och magkramper. Gastroenterit orsakas ofta, men inte alltid

av infektion av mikroorganismer. Vid ett antagande att antalet sporadiska sjukdomsfall i VA 2 - på grund av att humanpatogenerna och bakterierna stannar på land - är lika med 0 skulle detta jämfört med referensalternativet innebära en nytta på 9,73 Mkr per år ($20\ 262 * 0,024 * 20\ 000$). VA 2 kan precis på samma sätt som illustrerades för nyttoposten B1.2 i VA 1 dessutom förväntas bidra till att förbättra badvattenkvaliteten. Denna nytta uppskattades för B1.2 för de permanenta hushållen i fallstudieområdet till 1,64 Mkr per år ($8\ 185 * 200$ kr). Den monetära storleken på B2.11 uppskattas därmed till **11,37 Mkr per år** ($9,73 + 1,64$).

B2.12. Bidrag till kunskapsuppbyggnad. Detta system innebär att ett mindre provat system blir provat. Det kommer att innebära att systemet blir testat och lärdomar kan göras som man kommer att kunna ha nytta av i andra sammanhang. Systemet blir därmed ett bidrag till kunskapsuppbyggnaden i samhället.

B2.13. Potentiellt bidrag till miljöprofileringen av Norra Djurgårdsstaden. Miljöprofileringen av Norra Djurgårdsstaden är en medveten satsning i Stockholm som bland annat bidrar till att profilera staden. Detta system innebär ett flertal miljönyttor och kan bidra till att miljöprofileringen av Norra Djurgårdsstaden, och därmed även Stockholms stad, stärks.

B2.14. Potentiellt bidrag till svensk miljöteknikexport. De flesta regioner i Sverige drabbas sällan av vattenbrist idag men däremot kan vattenbesparingspotentialen i ett avloppssystem komma att bli relevant på långa tidshorisonter. I Norra Djurgårdsstaden är ett uppdrag för staden att utveckla system som kan bidra till miljöteknikutveckling. I ett internationellt perspektiv är vattenbesparande teknik en viktig del av sådan teknikutveckling. Även de ökade potentialerna för biogasproduktion, värmeåtervinning och växtnärsrecirkulering från stadsmiljö är högintressant ur ett internationellt perspektiv.

C2.1. Drifts- och investeringskostnad. Investeringskostnaden för ett klosettavloppssystem utgörs av nya ledningar och anläggningar för vakuumpump, behandling och indunstning. Driftskostnaden utgörs av kostnad för underhåll av ledningsnät, energi och syra mm för behandling och transporter av näringslösning till åkermark. En sammanställning av de olika kostnadsposterna samt totalkostnad per person och år och för fallstudieområdet kan ses i Tabell 9 nedan. Kostnadsuppskattningar för de olika delmomenten har inhämtats från olika källor. Eftersom de olika källorna utgår från olika antal anslutna personer har kostnaden per person beräknats och sedan räknats upp för fallstudieområdet med 20 262 personekvivalenter.

Tabell 9. Kostnader för klosettvattnessystem i fallstudieområdet (kr/person och år)

| Kostnadspost | Kapitalkostnad per år | DoU-kostnad per år | Antal p.e. | Kostnad per person och år | För fallstudieområdet | Källa |
|--|-----------------------|----------------------|------------|---------------------------|-----------------------------------|--|
| Vakuumtoaletter | Inkluderas ej | | | | | |
| Kvarnar för matavfall | Inkluderas ej | | | | | |
| Vakuumsystem i byggnad | Inkluderas ej | | | | | |
| a. Ventilbrunn vid fastighetsgräns (14 st), inv. 0,42 Mkr | 19 551 | 4 200 | 6 000 | 4,0 | 80 207 | Sweco (2018) och bilaga Kalkyl vakuumsystem Södra Värtan |
| b. Ledningssystem i gata i området, inkl. leverantörs-kostnader, inv. 3,01 Mkr | 143 142 | 30 750 | 6 000 | 29,0 | 587 233 | Sweco (2018) och bilaga |
| c. Central vakuumpump, inv. 0,8 Mkr | 46 264 | 12 000 | 6 000 | 9,7 | 196 758 | Sweco (2018) och bilaga |
| d. Behandling av klosettvattnen och matavfall samt BDT-vatten, inv. 0,8 M EURO | 327 148– 436 198* | 516 061– 556 642* | 1 200 | 702,7– 827,4 | 14 237 586– 16 764 090 | de Graaf m.fl. (2014) och Meulman (2015) |
| e. Industning Loudden | 419 000 | 521 000 | 2 400 | 391,7 | 7 935 950 | Betsholtz (2018) |
| f. Transport till åkermark | | 207 074 | 20 262 | 10,2 | 207 074 | Vectura (2013) |
| g. Byggherre-kostnader, 15% av a-c samt e | 188 469 | | 6 000 | 31,4 | 636 458 | Pers. kom. Stockholm stad och SVOA |
| Totalt | | | | 1417,7 | 23 881 266– 26 407 770 | |

*Växelkurs korrigerad för PPP 10,8 kr/EURO (källa: <https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=PPP2014#>)

Kostnadsposterna a-c är beräknade för Södra Värtan med 6000 personekvivalenter. De består av materialkostnader för ledningsnätet i gata från ventilbrunnar vid fastighetsgräns till en central vakuumpump samt arbete och underhåll. Alla investeringskostnader från Sweco (2018) med bilaga är omräknade till ett årspris med antagen livslängd på 50 år för ledningsnät och 30 år för vakuumpumpar samt diskonteringsränta 4 procent. Kostnader för drift- och underhåll av ledningsnät och pumpstationer har precis som i Vectura (2013) antagits utgöra 1 procent respektive 1,5 procent av investeringskostnaden.

Kostnadspost d utgörs av själva behandlingen av klosettvattnen och matavfall samt BDT-vatten. I detta ingår också biogödselproduktion i rötgaskammare och värmeåtervinning. Beloppen är faktiska kostnader från en anläggning i Nederländerna (de Graaf m.fl., 2014) där investeringskostnaden var ca 800 000 EURO (taget från tabell 3 i de Graaf m.fl., 2014). Från denna investeringskostnad har den del som är

kopplad till struvitfällning dragits bort eftersom det steget inte ingår i VA2 (14 % enligt Meulman, 2015). Kostnaden har sedan räknats om till ett årspris utifrån en växelkurs korrigerad för Purchasing Power Parity (PPP) på 10,8 kr/Euro och en livslängd på 30 år, samt ränta på 4 procent, till 436 tkr per år. Drift och underhållskostnader uppgick, korrigerad för den del av driftskostnaden som tillfaller struvitfällning (29 % enligt Meulman, 2015), till motsvarande ca 557 tkr per år. Anläggningen var dimensionerad för 1200 personer vilket innebär att den totala kostnaden är ca 827 kr per person och år för behandling av avloppsvattnet. Det bör dock gå att anta att det finns positiva skalfördelar för denna typ av verksamhet och att kostnaden per person bör vara mindre för ett system för 20 262 personer jämfört med ett för 1200. Exakt hur mycket är inte undersökt för ett klosettvattnesystem. Skillnaden i ett konventionellt avloppsreningsverk mellan 1200 p.e. och 20 262 är ca 26 procent enligt en studie i Polen (Berkbek m.fl., 2012). I Meulman (2015) har en jämförelse gjorts mellan 1200 p.e. och 3700 p.e. för ett klosettvattnesystem liknande VA2. Den visar att investeringskostnaderna per person för 3 700 p.e. blir 61% av investeringskostnaderna per person för 1 200 p.e. och att elkostnaderna för 3 700 p.e. är 66% av elkostnaderna för 1 200. På grund av osäkerheterna som finns kring eventuella skalfördelar skapar vi ett intervall för investerings- samt drift och underhållskostnad för denna kostnadspost, där det nedre värdet på investeringskostnaden antas vara 75 procent av kostnaden ovan (ca 327 tkr/år) och det nedre värdet på DoU antas vara 75 procent av driftskostnaden och oförändrad underhållskostnad (totalt ca 516 tkr/år).

Kostnader för indunstning (e) är hämtad från systemstudien i Betsholtz (2018). Där anges årskostnaden för kapital samt drift- och underhåll baserat på ett system för 2000 personer där vattenmängden minskas 40 gånger (volymreduktionsfaktor, VRF, 40). Ingen investeringskostnad eller livslängd redovisas separat. Årskostnaden per person uppgår till 392 kr.

Transportkostnaden för att med lastbil köra den indunstade näringslösningen till åkermark är tagen från Vectura (2013). Där anges att kostnaden per transport (50 km) med en 30 kubik lastbil är 5 600 kr/last vilket inkluderar arbetstid för lastning och lossning. Baserat på mängden klosettwater i fallstudieområdet på ca 44 400 m³ per år (se B2.9) och VRF 40 behövs ca 37 körningar per år⁹. Det renderar i en årlig transportkostnad på 207 tkr för fallstudieområdet, motsvarande drygt 10 kr per person. Notera att denna post inte inkluderar körkostnaden för andra fraktioner, t.ex. slam till täckning av gruvor. Dessa tillkommer men mängden slam har inte uppskattats. Enligt uppgifter från SVOA kostar det dem ca 600 kr/ton slam för att transportera detta till gruvor (personlig kommunikation med Lars Lindblom).

Slutligen tillkommer byggherrekostnader vid anläggning såsom projektering och projektledning m.m. Dessa har uppskattats till 15 procent av investeringskostnaden, med undantag för kostnadspost d som är faktiska kostnader där detta redan ingår. Sammanlagt uppskattas kostnaden för samtliga delmoment i VA 2 till mellan 1178–

⁹ $(6 \cdot 365 \cdot 20262)$ liter = 44 373 780 liter = 44 400 m³; $44\,400\text{ m}^3 / 40 = 11\,100\text{ m}^3$; $11\,100\text{ m}^3 / 30\text{ m}^3/\text{last} = 37$ körningar

1303 kr per person och år eller 23,8–26,4 Mkr per år totalt för fallstudieområdet. Jämfört med referensalternativet är det en ökning med **11,7–14,3 Mkr** per år (28,5–12,1).

C2.2. Ökad energianvändning i behandlingsprocessen. Indunstningen kräver mycket energi i form av elanvändning och fjärrvärme, t.ex. för att hetta upp klosettvattnet till 35 °C. Enligt Betsholtz (2018) används i ett klosettvattnensystem el motsvarande 111 kWh per person och år, varav 103 kWh behövs till indunstningen. Fjärrvärmeanvändningen uppskattas i samma rapport till 86 kWh per person och år i ett system med indunstning. Totalt används i VA2 därmed 197 kWh per person och år, vilket är en ökning med 123 kWh/p.e. och år jämfört med referensalternativet. Enligt uppgifter från SVOA uppgår där elanvändningen till 42 kWh/p.e. och år och fjärrvärmeanvändningen till 32 kWh/p.e. och år. För fallstudieområdet uppgår ökningen till 2,5 GWh/år. Kostnaden för energianvändning ingår i driftskostnader både i C2.1 ovan och i referensalternativet. Därför monetariseras inte denna kostnad även här, då det skulle innebära dubbelräkning. Den ökade energianvändningen i behandlingsprocessen påverkar dock mängden växthusgaser som släpps ut. Detta hanteras under B2.6 ovan.

VA 2 innebär dock minskad energianvändning i andra delar av systemet. Genom att näringslösningen koncentrerats behövs färre transporter ut till jordbruken vilket gör att behovet av bränsleenergi minskas väsentligt. Återföringen av näringsämnen till åkermark minskar också behovet av mineralgödsel. Vid tillverkningen av mineralgödsel åtgår det stora mängder energi. Detta har beräknats under B2.2. Den mer effektiva värmeåterföringen i VA2 minskar också nettoenergianvändningen, vilket tas upp under B2.4.

C2.3 Sårbarhet vid strömavbrott. Wittgren m.fl, (2011) beskriver strömavbrott som en potentiell sårbarhet i ett klosettvattnensystem. Strömavbrott kan leda till översvämning i systemet eftersom att det är beroende av en pumpstation (se Figur 5 för en schematisk beskrivning av VA 2). Risken bedöms dock inte så stor eftersom strömavbrott sällan inträffar idag.

5 Sammanfattning av resultat

Tabell 10 sammanfattar vad studien kommit fram till gällande kostnader och nyttor med VA 1 och VA 2 jämfört med dagens konventionella VA-system. Totalt sett resulterar VA 2 i störst nyttor. Det bör dock understrykas att tabellen återger en minimiskattning av de nyttor som kan tänkas uppstå för respektive system eftersom det finns nyttoposter som troligen innebär ett ekonomiskt värde trots att de inte har varit möjliga att uttrycka i kronor inom uppdraget på grund av kunskapsluckor exv. vad gäller orsakssamband, risker, osv.

Tabell 10. Minimiuppskattningar av de nyttor som kan förväntas uppstå till följd av att VA 1 och Va 2 införs i Norra Djurgårdsstaden, jämfört med referensalternativet (Mkr/år)

| Nyttopost | VA 1 | VA 2 |
|---|------------|-------------|
| B1.1./B2.1. Minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet | 0,49 | 1,36 |
| B1.2. Minskade utsläpp av bakterier, parasiter och virus/B2.11. Bättre hygienisering | 1,64 | 11,37 |
| B1.3. Potential att rena läkemedelsrester/B2.8. Minskad tillförsel av läkemedelsrester och hormoner till vatten | X | 3,68 |
| B1.4./B2.12. Bidrag till kunskapsuppbyggnad | X | X |
| B1.5./B2.14 Potentiellt bidrag till svensk miljöteknikexport | X | X |
| B2.2. Minskade externa effekter från mineralgödseltillverkning vid ökad överföring av växtnäringsämnen | | 2,48 |
| B2.3. Minskad vattenanvändning | | 0,75 |
| B2.4. Potential för att återföra värme till följd av separat BDT-ledning | | X |
| B2.5. Ökad biogasproduktion | | X |
| B2.6. Minskade utsläpp av växthusgaser | | 3,61 |
| B2.7. Potentiellt minskad sårbarhet | | X |
| B2.9. Minskning av tillförsel av tungmetaller till åkermark | | 0,13 |
| B2.10. Acceptans för restprodukter hos jordbruket | | X |
| B2.13. Potentiellt bidrag till miljöprofileringen av Norra Djurgårdsstaden | | X |
| Uppskattad miniminytta jämfört med referensalternativet | 2,1 | 23,4 |

Tabell 11. Uppskattningar av de kostnader som kan förväntas uppstå till följd av att VA-system 1 och 2 införs i Norra Djurgårdsstaden, utöver referensalternativet (Mkr/år).

| Kostnadspost | Referensalternativet | VA 1 | VA 2 |
|---|----------------------|----------|------------------|
| C0.1./C1.1/ C2.1. Drifts- och investeringskostnad | 12,1 | 13,1 | 23,8–26,4 |
| C2.2. Ökad energianvändning i behandlingsprocessen | | | X |
| C2.3 Sårbarhet vid strömavbrott | | | X |
| Uppskattad kostnad utöver referensalternativet | 0 | 1 | 11,7–14,3 |

Tabell 11 beskriver de kostnader som kvantifierats för de respektive VA-systemen. Drifts- och investeringskostnad finns för varje system. Observera att för VA 1 och VA 2 anges på sista raden denna kostnad utöver drifts- och investeringskostnaden för referensalternativet. Box 2 beskriver översiktligt hur nyttor och kostnader med VA 2 kan tänkas fördela sig mellan olika aktörer.

Vilka aktörer får ta del av nyttorna?

Ett flertal nyttor såsom minskade utsläpp av kväve och fosfor till vattnet, en minskad tillförsel av tungmetaller till åkermark, en minskad tillförsel av läkemedelsrester och hormoner till vatten, bättre hygienisering samt minskade utsläpp av växthusgaser tillfaller troligen till största delen allmänheten. Detta förklaras av att nämnda nyttor ger en minskad negativ miljö- eller hälsopåverkan vilket är nyttor av bred och allmän karaktär.

Nyttor som bidrag till kunskapsuppbyggnad och potentiellt bidrag till miljöprofileringen av Norra Djurgårdsstaden tillfaller troligen främst Stockholms stad eller Stockholmsregionen i stort, men potentiellt även Sverige som helhet. Dessutom kommer forskningssamhället och företag som verkar mellan forskning och näringsliv att gynnas. Nämnda nyttor kan ge positiva effekter för Stockholmsregionen i sig men även fungera som en marknadsföring av en innovativ stad och region. Detta gäller troligen även för hela Sverige och särskilt också med avseende på nyttan potentiellt bidrag till svensk miljöteknikexport.

Nyttor såsom ökad återföring av växtnäringsämnen till jordbruket, acceptans för restprodukter hos jordbruket och en minskad vattenanvändning tillfaller troligen främst aktörer inom VA-verksamheten samt jordbrukare. Detta förklaras av att nyttorna sannolikt främst innebär minskade produktionskostnader och bättre produkter för dessa aktörer. Värmeutvinning på områdesnivå kommer fastighetsägare till nytta.

Vilka aktörer får bära kostnaderna?

Drifts- och investeringskostnader får bäras framför allt av de som är anslutna till VA-systemen genom VA-taxor. I denna grupp ingår den breda allmänheten som dock även får ta del av flera av de identifierade nyttorna.

Box 2. Översiktlig fördelningsanalys för VA 2

6 Slutsatser och diskussion

- Referensalternativet har en given fördel i att det är ett robust och fungerande system som är på plats och som har visat sig vara mycket funktionsdugligt under lång tid. Detta är dock givet det uppdrag de svenska avloppsreningsverken har idag, dvs. att rena kväve och fosfor. När det befintliga systemet analyseras är det viktigt att beakta detta huvudsakliga uppdrag som dagens VA-system syftar till att uppfylla. Detta måste dock ses i ljuset av att framtiden snart är här med striktare reningskrav som även kan förväntas omfatta fler ämnen såsom tungmetaller, kemikalier och läkemedelsrester.
- Beloppen som presenteras ska tolkas som *minimiskattningar* av den ekonomiska nyttan med de olika VA-systemen, dvs. som indikationer på att dyra investeringar även kommer att medföra som minst dessa nyttor för samhället.
- Totalt sett resulterar VA 2 i störst nyttor, men är också det system som innebär högst kostnader jämfört med referensalternativet.
- En enkel fördelningsanalys av VA 2 visar att nyttorna med systemen kan bedömas tillfalla: *allmänheten* (framför allt genom potentiellt minskade miljö- och hälsorisker), Stockholms stad/Stockholmsregionen (genom bidrag till kunskapsuppbyggnad och miljöprofileringen), aktörer inom VA-verksamheten och lantbrukare (genom minskad energi- och vattenanvändning samt ökad återföring av växtnäringsämnen). Kostnaderna för drift och investering kommer till största delen att belasta de som är anslutna till VA-systemen genom VA-taxor, dvs. främst allmänheten.

Dagens VA-system har vuxit fram som svar på de utmaningar samhället stått inför. I takt med att nya utmaningar växer fram kan också VA-systemen behöva utvecklas. Några potentiellt viktiga utmaningar för framtidens VA-system är:

- Framtida reningskrav kommer sannolikt att bli striktare samt kan komma att omfatta fler ämnen såsom tungmetaller, kemikalier och läkemedelsrester, vilket kommer att kräva ytterligare investeringar.
- Ökade översvämningrisker. I takt med klimatförändringar och stigande havsnivåer finns ökade risker för översvämningar av VA-systemen.
- Den vattenbrist som efter några torra somrar har drabbat Sverige har gjort att kommuner runt om i landet har fått införa bevattningsförbud och andra åtgärder. Oftast handlar vattenbristen inte om att grundvattennivåerna är låga eller att det faktiskt är brist på vatten, utan att vattenverken inte har kapacitet att producera tillräckligt mycket vatten när vattenanvändningen stiger (Svenskt Vatten, 2018). De flesta regioner i Sverige drabbas sällan av vattenbrist idag men däremot kan vattenbesparingspotentialen i ett

avloppssystem komma att bli relevant på långa tidshorisonter. I Norra Djurgårdsstaden är ett uppdrag för staden att utveckla system som kan bidra till miljöteknikutveckling. I ett internationellt perspektiv är vattenbesparande teknik en viktig del av sådan teknikutveckling.

- Ökade krav på återföring av växtnäringsämnen till jordbruksmark kommer troligen också bli relevant i ett långt tidsperspektiv för att minska negativa miljöeffekter till följd av övergödning och användande av mineralgödsel. Förutom fosfor är det även viktigt att förvalta växtnäringsämnena kväve, kalium och svavel på ett hållbart sätt. Idag bryts stora delar av kretsloppet eftersom delar av slammet t.ex. används för täckning av deponier. Deponierna kommer att vara täckta inom några år och medföra en risk för ”slamberg” i kommunerna, och ett ökat behov av andra metoder för återföring av växtnäring till åkermark.

Referenser

- Ahlgren, S., Bauer, F., Hulteberg, C. (2015). Produktion av kvävegödsel baserad på förnybar energi - en översikt av teknik, miljöeffekter och ekonomi för några alternativ. Rapport nr 082. Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Berbeka, K., Czajkowski, M. & Markowska, A., 2012. Municipal wastewater treatment in Poland – efficiency, costs and returns to scale. *Water Science & Technology*, 66.2, pp. 394-401.
- Betsholtz, A., 2018. Källsorterande system i Norra Djurgårdsstaden - En systemstudie över VA-system med indunstning och biokolsladdning.
- de Graaf, R. & van Hell, A.J., 2014. Financiële Economische Analyse (FEA) Noorderhoek Waterschoon te Sneek. Referensnummer D002-20120119RGA-V04.
- Håkansson, C., 2014. Värdeöverföring. Fördjupningskapitel 5 i B. Kriström och M. Bonta Bergman (red.), *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- IVL, 2015. Läkemedelsrester och andra skadliga ämnen i avloppsreningsverk - koncentrationer, kvantifiering, beteende och reningsalternativ. Rapport NR B 2226-P.
- IVL, 2016. Fate of pharmaceutical residues - in sewage treatment and on farmland fertilized with sludge. Rapport No. B 2264.
- IVL, 2017. Pilotanläggning över Stockholms framtida vattenrening invigdes. <https://www.ivl.se/toppmeny/pressrum/nyheter/nyheter---arkiv/2017-12-08-pilotanlaggning-over-stockholms-framtida-vattenrening-invigdes.html>
- Johansson, P-O., Kriström, B., 2016. *Cost–Benefit Analysis for Project Appraisal*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- JTI, 2012. Gödsla med toalettavfall – men certifiera först! SPCR 178: System för kvalitetssäkring av fraktioner från små avlopp.
- Jönsson, H., Nordberg, Å, Vinnerås, B., 2013. System för återföring av fosfor i källsorterade fraktioner av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls- och lantbruksavfall. Rapport 061, Institutionen för energi och teknik, SLU Uppsala.
- KemI, 2011. Kadmiumhalten måste minska – för folkhälsans skull. En riskbedömning av kadmium med mineralgödsel i fokus. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 1/2011. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.
- KemI, 2012. Samhällsekonomisk kostnad för frakturer orsakade av kadmiumintag via maten. PM 12/12. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.
- Kjerstadius, H., 2016. PM Beräkning av biogaspotentialer för system inom MACRO-projektet. *Water and Environmental Engineering*, Dept. of Chemical Engineering. Lund Universitet
- Levén, L. m.fl, 2016. Läkemedel i källsorterat klosettavfall och latrin – behandling och risker. JTI rapport Kretslopp & Avfall / Recycling & Organic Waste, nr 54.
- LRF, 2017. LRFs policy för kretslopp.

LRF, 2018. PM om underlag och förslag till beslut om LRF:s medverkan i certifieringssystem för kretsloppsprodukter. 2018-06-21.

Meulman, 2015. Memo: Investerings- en exploitatiekosten afvalwaterzuivering Schipperskaai voor 1200 ie, 2200 ie en 3700 ie. DeSaH bv.

Naturvårdsverket, 2008. Betalningsvilja för miljö kvalitetsmålen. En värderingsstudie. Rapport 5822.

Revaq, 2016. Årsrapport.

Stockholms stad, 2017. Food and Energy in a Circular Economy. Final Report. Carbon Neutral Cities Alliance Innovation Fund Round 2 RFP

Svenskt Vatten, 2017. µ-pH2040. <http://www.svensktvatten.se/forskning/svenskt-vatten-utveckling/pagaende-svu-projekt/-ph2040/>.

Svenskt Vatten, 2018. Vattenbrist. <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/vattenutmaningar/vattenbrist/>

Söderqvist, T., Lindhe, A., Rosén, L., Sjöstrand, K., Bergion, V., Soutukorva, Å., 2016. Dricksvattenutredningens preliminära förslag till åtgärder för trygg och säker dricksvattenförsörjning. Vilka är de samhällsekonomiska nyttorna och vad behövs för att dessa ska bli verklighet? Chalmers rapport 2016:13.

Söderqvist, T. & Wallström, J., 2017. Bakgrund till de samhällsekonomiska schablonvärdena i miljömålsmyndigheternas gemensamma prisdatabas. Anthesis Enveco rapport 2017:8.

Sweco, 2018. Källsorterade avloppssystem, Södra Värtan. Exploateringskontoret Norra Djurgårdsstaden. Dokumentnamn W9-PM-701-0003.

Tekniska verken, 2018. Rening av läkemedelsrester. <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/innovation/innovativa-projekt/rening-av-lakemedelsrester/?login=reset&private=true>.

Wahlberg, C., Björleinius, B., Paxéus, N., 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö. Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten. Stockholm vatten.

WSP, 2011, Samhällsekonomisk bedömning av källsorterande avloppssystem: Fallstudie Hjorthagen i Norra Djurgårdsstaden, Stockholms stad.

Yara, 2010. Klimatavtryck – Gödslingens klimatpåverkan och möjliga förbättringar (verkar inte finnas kvar på internet Hammarby Sjöstadverk, 2018. Hammarby Sjöstadverk – en testanläggning i världsklass för nya vattenreningstekniker <http://sjostad.ivl.se/>.

Östersunds kommun, 2018. Parasitutbrottet Cryptosporidium. <https://www.ostersund.se/kommun-och-politik/trygg-och-saker/smittydd/parasitutbrottet-cryptosporidium.html>.

Research, consulting and teaching for a sustainable future

Anthesis Enveco is well-established in the environmental economics research community. We offer analysis, research, education and training in environmental economics, sustainable energy systems and sustainable urban development. Our clients are in the private, non-profit and public sectors. We are located in Stockholm but work nationwide as well as internationally.

Anthesis Enveco AB
Barnhusgatan 4, 111 23 Stockholm

www.enveco.se

MACROs parter samarbetar inom sex arbetspaket:

AP 1: Projektledning & kommunikation

Att säkerställa projektets genomförande och kommunicera projektet och dess resultat.

Inom detta arbetspaket sköts intern och extern kommunikation, genomförs projektledning och också följeforskning kopplad till projektet där beslutsprocesserna för sorterande system inom stadsutvecklingsprojekten H+ och Norra Djurgårdsstaden jämförs.

Parter: Stockholms Stad och RISE.

AP 2: Systemutveckling för tätbebyggelse i storstad

Att möjliggöra/arbota för systemutveckling för storskalig insamling och behandling av matavfall och utsorterat klosettwater från den stora staden.

I detta arbetspaket utvecklas kunskapsunderlag för att möjliggöra utveckling för storskaliga insamlings- och behandlingssystem för matavfall och utsorterat klosettwater från den stora staden. Bland annat kommer detta att göras genom en programhandlings- och systemhandlings-projektering för ca 3000 lägenheter i Norra Djurgårdsstaden, varav 1500 i detaljplanen Kolkajen och 1500 i Södra Värtan. Dessutom tar projektet fram underlag som är nödvändiga för att implementera en systemförändring.

Parter: Stockholm Stad, Stockholm Vatten och Avfall, NSVA, SWR och Ecoloop.

AP 3: Systemutveckling i nya, kommunala VA-verksamhetsområden, utanför innerstad/täta stadsmiljöer

Att ta fram stöd för införande av källsorterande avloppssystem i nya verksamhetsområden utanför tät stad, som tex. omvandlingsområden.

Arbetspaketet fokuserar på strukturella förutsättningar vid utveckling av nya kommunala verksamhetsområden utanför tät innerstadsmiljö, exempelvis brukar-kommunikation och juridiska förutsättningar.

Parter: RISE, Mälarenergi och Knivsta kommun.

AP 4: Installationer i hus

Att samla och bygga erfarenhet kring byggtekniska frågor gällande system i husen som möjliggör insamling av så rena strömmar som möjligt.

Arbetspaketets syfte är att samla och bygga erfarenhet kring byggtekniska frågor för system i fastigheter som möjliggör insamling av rena strömmar från kvarn och toalett.

Parter: Stockholm Stad, NSVA, Stockholm Vatten och Avfall.

AP 5: Teknikutveckling

Utveckling av tekniska lösningar.

Arbetspaketet omfattar flera delar och syftar till att utvärdera och bidra till teknikutveckling av möjliga komponenter för insamling, transport och behandling i ett sorterande VA-system rörande matavfallskvarnar, snålspolande toaletter, ledningsnät, behandlingsteknik, foder-produktion samt en potentialbedömning av teknikerna nationellt och internationellt.

Parter: RISE, LTH, SLU, Matavfallssystem Sverige, SWECO, Disperator, Mälarenergi, Skandinavisk Kommunalteknik och Again.

AP 6: Kretslopp & certifieringsfrågor

Att undersöka avsättning för slutprodukter – ur lantbrukets perspektiv.

Arbetspaketet har två fokusområden – dels lantbrukarkårens inställning med avseende på återbruk av både källsorterat matavfall och klosettavloppsvatten, dels förutsättningar, inställning och eventuell utveckling av befintligt certifieringssystem för källsorterade avloppsfractioner (SPCR 178). Utgångspunkten är att olika sorterande system ger produkter med olika kvalitet, där lantbrukets perspektiv på produkterna är avgörande.

Parter: RISE, Avfall Sverige, LRF, Knivsta kommun och Mälarenergi.

MACRO projektet är finansierat av VINNOVA.



MACRO slutrapporteras på en konferens den 27 november 2018, se www.macrosystem.se för mer information.

MACROs 18 parter representerar kommuner, branschorganisationer, näringsliv och akademi.

