

Underlag – överklagande av Mark- och miljödomstolens deldom från den 12 juni 2020  
Mål nr M 2301-19 avseende

*Ansökan om tillstånd för utsläpp av avloppsvatten från Ängens avloppsreningsverk och  
ledningsdragning i vatten i Lidköpings kommun*



2020-10-02

*Hannah Styf, fil dr. marinbiolog Sweco*

*Gudrun Magnusson, miljöingenjör,  
Lidköpings kommun*

## Innehåll

1	Läsanvisning.....	4
2	Bakgrund .....	4
3	Ledningsdragning till och från avloppsreningsverket .....	6
3.1	Kommunens yrkande och Mark-och miljödomstolens dom .....	6
3.2	Fördyring av ledningsdragning .....	9
4	Miljö kvalitetsnormen för näringsämnen (tot-P) .....	11
5	Ammoniak (NH <sub>3</sub> -N) i vattenförekomsten Lidan-Lovene till Lidköping .....	13
5.1	Miljö kvalitetsnormer, miljöstatus och blandningszoner.....	14
5.1.1	Miljö kvalitetsnormen för ammoniak.....	14
5.2	Nuvarande miljöstatus och tillförlitlighet.....	14
5.2.1	Miljöstatus för ammoniak .....	14
5.2.2	Genomgång av uppmätta och beräknade data.....	16
5.3	Utsläppplymens beräknade storlek och andel av vattenförekomsten.....	18
5.4	Avloppsreningsverkens beräknade påverkan på miljöstatus för ammoniak .....	22
5.4.1	Beräknade halter med utsläpp från Ängens avloppsreningsverk enligt villkor.....	23
5.4.2	Beräknade halter med utsläpp från Ängens avloppsreningsverk under drift .....	25
5.4.3	Beräknade halter med utsläpp från nuvarande avloppsreningsverk under drift.....	28
5.4.4	Beräknade halter med avstånd från utsläppspunkten.....	30
5.5	Samlad påverkansbedömning på MKN för ammoniak i Lidan- Lovene till Lidköping .....	31
5.6	Riskbedömning för att utsläpp från avloppsreningsverket ska orsaka barriäreffekter för fisk .....	33
5.6.1	Akuta och kroniska värden bakom bedömningsgrunden i HVMFS 2019:25 .....	33
5.6.2	Bedömning av påverkan på fisk.....	34
5.7	Slutsatser ammoniak .....	34
6	Vattenburna mikroorganismer i Lidan samt i utgående vatten från avloppsreningsverket .....	35
6.1	Potentiella källor till förekomst av smittämnen i Lidan .....	35
6.2	Normer för utgående vatten från avloppsreningsverk saknas .....	35
6.2.1	Badvattenkvalitet – bedömningsgrunder.....	36
6.2.2	Badvattenkvalitet – Lidan och Kinnevikens .....	37
6.2.3	Dricksvattenkvalitet.....	38
6.3	Halter i utgående renat vatten från nuvarande avloppsreningsverk sommaren 2020.....	38
6.3.1	Studier från andra avloppsreningsverk .....	38
6.3.2	Studie vid Lidköpings avloppsreningsverk under sommaren 2020.....	39
6.4	Reduktion vid ozoneringsanläggning .....	39
6.5	Påverkan på badvattenkvaliteten vid utsläpp i Lidan.....	40

6.5.1	Halter av E.coli och Intestinala enterokocker (IE) i beräkningarna .....	40
6.5.2	Nuvarande reningsmetoder .....	41
6.5.3	Framtida rening vid Ängens avloppsreningsverk inklusive ozonering .....	43
6.5.4	Bräddningar .....	45
6.6	Möjlig exponering.....	45
6.7	Slutsatser – mikrobiell påverkan .....	45
7	Läkemedelsrening .....	46
7.1	Miljö kvalitetsnormer – Särskilda förorenande ämnen .....	46
7.2	Analysmetoder för läkemedelsrester är under utveckling.....	46
7.3	Analys av läkemedelsrester .....	46
7.4	Riskbedömning och plats specifik miljönytta .....	48
7.5	Teknikmognad för läkemedelsrening .....	48
7.6	Slutsatser beträffande införande av läkemedelsrening .....	49

## 1 Läsanvisning

Denna PM har tagits fram av SWECO samt Lidköpings kommun.

SWECO ansvarar helt för de slutsatser och bedömningar som görs i avsnitt 4 och 5 avseende miljökvalitetsnormer beträffande parametrarna fosfor och ammoniak. Kvalitetsgranskat av Andreas Aronsson, fil dr. limnisk biologi, Aronconsulting

I avsnitt 6 avseende smittämnen ansvarar kommunen för den studie som genomförts vid Lidköpings avloppsreningsverk samt för övrig information i avsnittet. SWECO har bistått med spridningsberäkningarna.

Avsnitt 7 beträffande miljökvalitetsnormer beträffande särskilt förorenande ämnen för de fyra läkemedelsresterna har SWECO och kommunen gemensamt tagit fram underlaget.

I övrigt ansvarar kommunen för skrivningarna.

## 2 Bakgrund

Lidans avrinningsområde är ca 2 200 km<sup>2</sup> och markanvändningen domineras av jordbruksmark och skogsmark. Lidans nedre delar rinner i ett intensivt jordbruksområde med omfattande djurhållning och stallgödselspridning. Lidan är även recipient för avloppsvatten från de kommunala avloppsreningsverken i tätorterna Falköpings (direkt) samt Vara och Skara kommuner (via biflöden). Ett antal bräddpunkter från de kommunala avloppsnäten mynnar också i Lidan med biflöden. Vidare finns det i avrinningsområdet ett betydande antal enskilda avlopp av varierande kvalitet där avloppsvattnet avleds till Lidan. Då Lidan rinner genom Lidköpings stadskärna tillkommer även mer direkt påverkan från dagvatten, bräddningar från avloppsnätet i tätorten samt från det periodvis stora antal sjöfåglar (änder, gäss) som uppehåller sig vid Lidan. Utsläppet av avloppsvatten från Ängens avloppsreningsverk utgör således endast en av ett stort antal tänkbara källor.

I handlingarna hänvisas till olika platser mm. Av figur 2-1 framgår de två vattenförekomsterna. I figur 2-2 finns en mer detaljerad bild över olika platser mm som omnämns i detta PM.



**Figur 2-1** Vattenförekomsten Lidan – Lovene till Lidköping (Lidan-LL) i samt del av vattenförekomsten Vänern-Värmlandssjön. Observera att Vänern-Värmlandssjöns vattenförekomst börjar söder om hamnbassängen, det sk. Vändjacket (karta från VISS).



Figur 2-2 Kartbild med utpekande av olika platser. (karta från VISS).

De två vattenförekomster som är aktuella i detta PM är

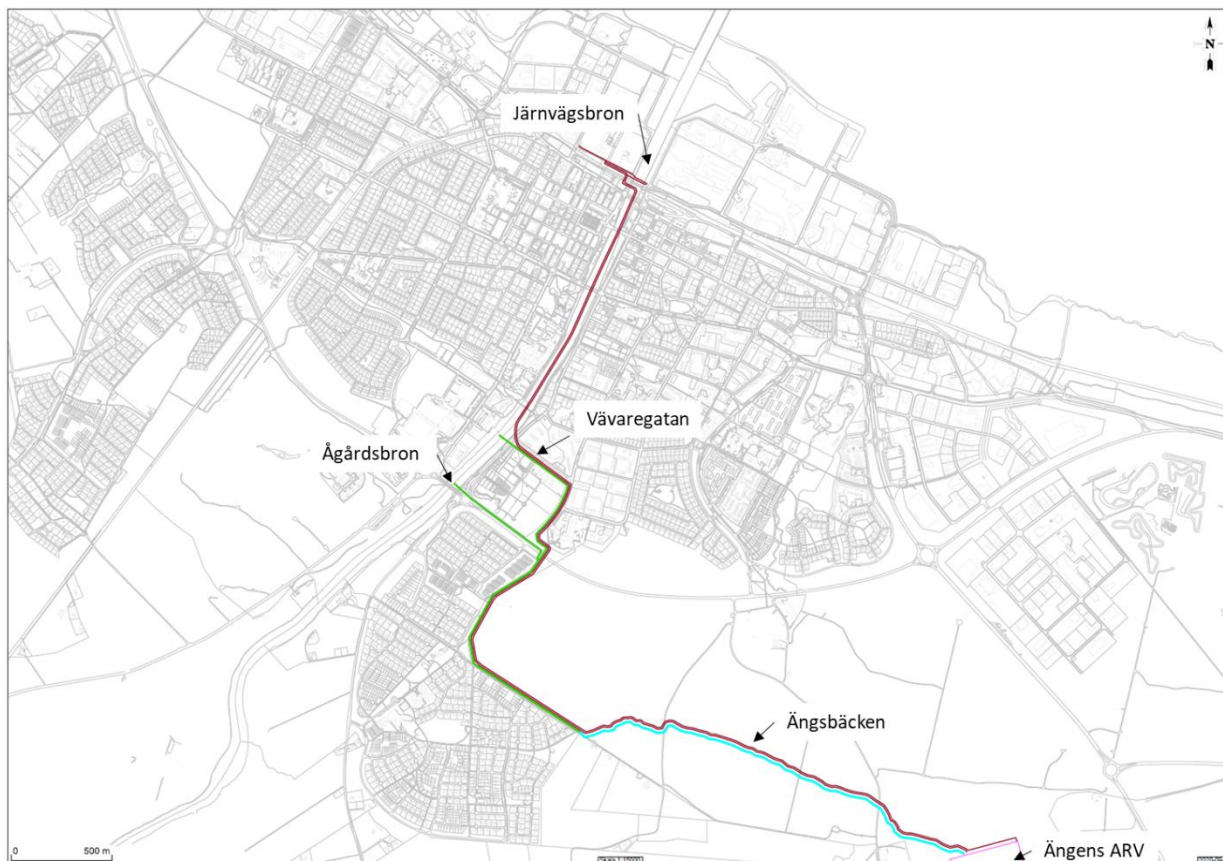
- Lidan – Lovene till Lidköping (VISS EU\_CD: SE648679-134323), nedan förkortas denna vattenförekomst Lidan-LL
- Vänern-Värmlandssjön (VISS EU\_CD: SE648679-134323)

### 3 Ledningsdragning till och från avloppsreningsverket

#### 3.1 Kommunens yrkande och Mark-och miljödomstolens dom

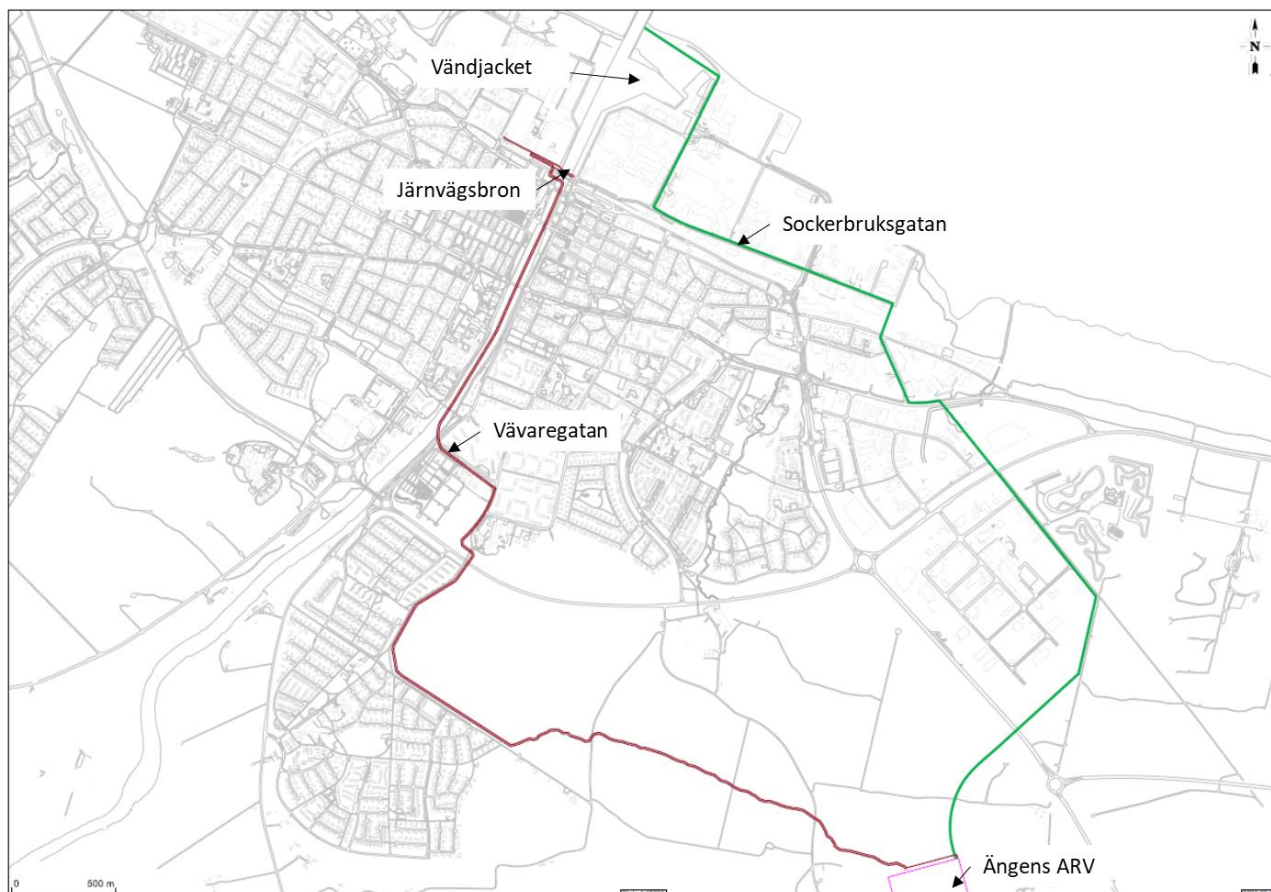
Mark- och miljödomstolens dom innebär att kommunens förstahandsyrkande avseende utsläppspunkt, se figur 3-1, inte medges. Kommunens förstahandsyrkande avsåg alternativ med inkommande ledningar i Lidån, som på mark fortsätter bredvid den tänkta bäcken, Ängsbäcken, för

utloppsvattnet. Utloppet ska i första sträckan gå i Ängsbäcken och sista delen i kulvert innan det släpps i Lidan norr om Ågårdsbron. Antingen direkt vid Ågårdsbron (ansökans alternativ 1AA) alternativt något längre norrut vid Vävaregatan (ansökan alternativ 1AB). De olika alternativen fanns med för att i projekteringskedet möjliggöra att välja det alternativ som är tekniskt och ekonomiskt mest fördelaktigt att genomföra.



**Figur 3-1** Det av Lidköpings kommuns yrkade förstahands alternativet (alternativ 1 AB). Inkommande ledningar (röda) leds via Lidan in via Vävaregatan och samförläggs med utgående ledning (grön) till Ängsbäcken (blå). Längs den öppna Ängsbäcken läggs de ingående ledningarna i en väg/gångstråk som läggs längs med bäcken. Utgående renat vatten leds från Ängens avloppsreningsverk i den öppna Ängsbäcken fram till bebyggelsen där ledningen markförläggs (grön). Det finns två alternativa vägar benämnda ny utsläppspunkt norr om Ågårdsbron, antingen direkt norr bron (alternativ 1 AA i ansökan) och den andra norr om kyrkogården via Vävaregatan (alternativ 1 AB ansökan).

I domen tillåts endast en utsläppspunkt norr om vändjacket i hamnområdet, se figur 3-2, och detta alternativ har inte kostnadsberäknats i ansökan. Mark- och miljödomstolen har använt alternativ 1B som illustration till att det inte kan anses orimligt att bibehålla en utsläppspunkt i ett läge nära Lidans mynning. Mark- och miljödomstolen jämförde i domskälen den extra kostnad som är beräknad för alternativet 1 B med förstahandsyrkandets ledningsdragning. Att dra utloppsledningen i Lidan, alternativ 1 B, är inte ett realistiskt alternativ då det redan tidigt under utredningarna inte visade sig vara tekniskt möjligt att dra denna ledning tillsammans med de två inkommande ledningarna. Utloppsledningens storlek gör den svår att böja och anpassa till rådande bottenförhållanden vilket gör att den inte kan passera fornlämningarna som ligger på botten i Lidan, utan att skada desamma, vilket inte kommer att tillåtas enligt kulturmiljölagen. Att kommunen inte yrkade alternativ 1B, trots den jämförelsevis skäliga kostnaden, beror alltså på att alternativet att dra utloppsledningen i Lidan inte befunnits vara tekniskt möjlig.



**Figur 3-2** Ledningsdragningsalternativ till följd av Mark- och miljödomstolens dom. Inkommande ledningar(röda) via Lidan leds in via Vävaregatan och leds till Ängens avloppsreningsverk. Utgående ledning (grön) läggs via Sockerbruksgatan ned till hamnområdet till en utsläppspunkt norr om vändjacket.

Det kan vidare förtydligas att kommunen i tredje hand ansökte om en utsläppspunkt norr om Järnvägsbron. Dimensioneringen för utgående ledning är beräknad till  $\varnothing 1000\text{mm}$ , och samtliga kostnadsberäkningar är baserade på denna dimension. Dock så har senare granskning visat att utgående ledning kan behöva dimensioneras  $\varnothing 1200\text{mm} - 1400\text{mm}$  med en utloppspumpstation. Alternativt kan två ledningar  $\varnothing 600\text{ mm}$  förläggas för redundans och optimal drift.

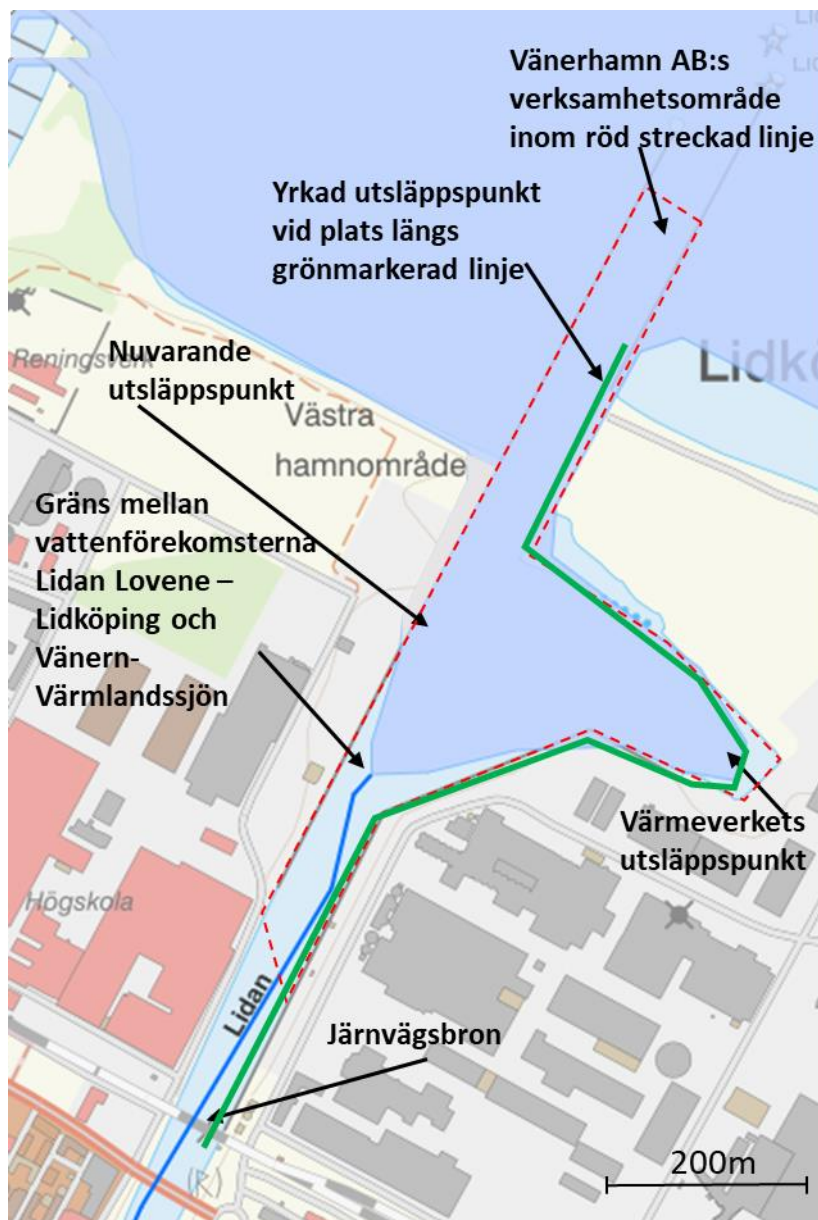
I hamnområdet är det många olika verksamheter att ta hänsyn till vilket gör ledningsdragningen samt placeringen av utsläppspunkten mycket komplicerad med flera motstående intressen

- Vänerhamn AB:s verksamhetsområde – hamnen kan inte acceptera ledningsdragningar i vattenområdet som försvårar muddring mm. Hamnen är av Trafikverket klassad som riksintresse (TRV 2010/13990)<sup>1</sup>,
- Omfattande ledningsdragningar att ta hänsyn till i landområdet då det är ett industriområde
- Lidköpings Energi AB:s, Värmeverkets, utsläppspunkt i vändjacket med utsläpp av bl.a. ammoniumkväve.

Kommunen ansökte därför att få möjlighet att kunna förlägga utsläppspunkten på lämplig plats längs med den i figur 3-3 redovisade gröna linjen. Som framgår av figur 3- 2 ovan så begränsade Mark- och miljödomstolen området för att förlägga utsläppspunkten till området norr om vändjacket.

<sup>1</sup> Funktionsbeskrivning - Bulkhamn, MaxFartyg (längd x bredd x djupgående (m) =89x13,4x5,3





**Figur 3-3** Kommunens yrkande avseende utsläppspunkt i tredjehandsalternativet. Ansökan avsåg möjlighet att kunna förlägga utsläppspunkten på lämplig plats längs med den gröna linjen för att kunna ta hänsyn till motstående intressen i området.

### 3.2 Fördyring av ledningsdragning

I ansökan (bilaga B2) beräknades kostnaden för de olika ledningsdragningsalternativen utifrån möjligheterna att på de sträckor där det är aktuellt att samförlägga ledningarna, dvs. att lägga såväl inkommande som utgående ledningar i samma ledningsgrav.

Som ovan beskrivits har det i domen föreskrivits en utsläppspunkt, se figur 3-2 ovan, som inte finns med i kommunens kostnadsberäkningar. Beräkningarna måste därför uppdaterats. De i ansökan redovisade ledningsförslagen, 1AB och 2B, används i de här uppdaterade beräkningarna för att ta fram ett realistiskt ekonomiskt underlag för vilka kostnader som ledningsdragning enligt domen medför.

I den fortsatta kostnadsjämförelsen redovisas endast, för kommunens yrkade förstahandsalternativ, det alternativ där inkommande ledningar samförläggas med utloppsledningen via Vävaregatan (1AB).

För att kunna beräkna kostnaden av den ledningsdragning som är möjlig enligt domen har kostnaden för ingående ledningsdragning tagits fram genom att beräkna vad enkelförläggning av in-respektive utgående ledningar i alternativ 1 AB kostar. Detta har gjorts för att få en uppskattning av kostnaden för den inkommande ledningen till avloppsreningsverket.

I ansökan fanns även ett alternativ att dra markförlagda ledningar via Majorsallén som går genom centrala delar av Lidköping. Detta alternativ är mer komplicerat att genomföra och har därmed en högre kostnadsbild än alternativet med att gå Sockerbruksgatan. Alternativet Majorsallén har därför inte tagits med i denna kostnadsanalys.

För att kunna beräkna kostnaden för en enkelförlagd utgående markförlagd ledning via Sockerbruksgatan har kostnadsunderlaget för alternativ 2B använts. I detta alternativ var förutsättningarna att inkommande ledningar och utgående ledning kunde samförläggas i mark med utlopp i hamnområdet direkt norr om Järnvägsbron.

För att nå en punkt norr om vändjacket behöver utloppsledningen dessutom förlängas genom Östra hamnområdet ca 670 m. Denna tillkommande sträcka är på utfyllnadsmark med risk för föroreningar vilket tagits i beaktande vid kostnadsberäkningen.

Med en utsläppspunkt norr om vändjacket så tillkommer dessutom ytterligare kostnad för pumpstation. Vid detaljprojekteringen kommer det att ses över om pumpstationen ska vara placerad vid reningsverket eller vid utloppspunkten. Vid kommunens första- och andrahandsyrkande, med utsläppspunkt norr om Ågårdsbron, kommer utgående vatten att ledas med självfall.

Att enkelförlägga ledningar är dyrare än att samförlägga ledningarna på de sträckor där det är möjligt. Vid ledningsdragningen enligt domen kan inte samförläggning ske. En sammanställning av de ekonomiska konsekvenserna av ovanstående förutsättningar framgår av tabell 3-1.

**Tabell 3-1** Underlag för beräkning av kostnader för ledningsdragningar för att beräkna det alternativ som framgår av domen. I beräkningarna har en kombination av de i ansökan redovisade kostnadsberäkningarna för alternativen 1AB respektive 2B använts. Därtill tillkommer extra ledningsdragning ut till en punkt norr om vändjacket. Detta alternativ förutsätter även en ytterligare pumpstation. Genom att summera de gråstrerade rutorna nedan erhålls den beräknade totala kostnaden för in- respektive utgående ledningar.

Ledningsdragning	Samförläggning - enligt ansökan MSEK	Alternativ där ledningarna inte samförläggs	
		Enkel förläggning -ingående ledning MSEK	Enkel förläggning -utgående ledning MSEK
1AB	96 - 120	50 – 63 (via Lidan och Vävaregatan)	46 – 57 (Ängsbäcken + kulvert till Lidan)
2B	158 - 197	81 – 101 (markförlagd via Sockerbruksgatan)	97 – 122 (markförlagd via Sockerbruksgatan)
Förlängning av utloppsledning för att nå norr om vänd-jacket, ca 630 m			21–26
Tillkommande pumpstation			20–25
<b>Total kostnad för ledningsdragning enligt dom</b>		<b>50-63 (via Lidan och Vävaregatan)</b>	<b>138-173 (markförlagd via Sockerbruksgatan samt extra ledning till norr om vändjacket)</b>

Kostnaden för ledningsdragning av såväl in- som utgående ledningar enligt det alternativ som medgetts i domen uppgår till 188–236 MSEK. Detta kan jämföras med den beräknade totalkostnaden för ledningsdragning i det yrkade alternativet, dvs. 96–120 MSEK. I jämförelse med kostnaderna för det yrkade alternativet så innebär detta en fördyring på 92–116 MSEK.

#### 4 Miljö kvalitetsnormen för näringsämnen (tot-P)

Mark- och miljödomstolen gjorde följande bedömning i domen avseende kvalitetsfaktorn näringsämnen:

*”Vad kommunen har redovisat i fråga om påverkansområde för totalfosfor, som är den parameter som i detta fall styr klassningen av kvalitetsfaktorn näringsämnen, stödjer bedömningen att ett utsläpp i Lidan enligt första- och andrahandsyrkandena inte skulle medföra otillåten försämring av den ekologiska statusen på vattenförekomsten. Kommunen har visat att en påverkan med föroreningshalter som motsvarar status sämre än måttlig kan uppkomma inom ett ytterst begränsat område och en mycket liten andel av vattenförekomstens yta.*

*Kommunen har vidare visat att utsläppet av totalfosfor inte kommer att påverka halterna i Lidan utöver vad som utgör naturlig variation för fosforhalter i Lidan i detta avsnitt. Jämfört med den belastning som har sitt ursprung i utsläpp uppströms Lidköping är utsläppet från reningsverket litet och har en mycket begränsad inverkan på föroreningssituationen i Lidan nedströms utsläppspunkten. Utsläppets påverkan på hela vattenförekomsten, vilkens sträcka till 80 % ligger uppströms*

*utsläppspunkten, är ännu mindre. Domstolen bedömer mot denna bakgrund att en så begränsad påverkan som orsakas av utsläppen av näringsämnen från reningsverket inte utgör en sådan försämring av hela vattenförekomstens status med avseende på kvalitetsfaktorn näringsämnen.”*

Ekologisk status för näringsämnen beräknas genom att dividera en referenshalt (beräknad), som ska motsvara ett opåverkat vatten, med en observerad halt. Beräkningarna av påverkan på status för näringsämnen i Lidan- Lidan-LL baserades på uppmätt halt totalfosfor, kalcium, magnesium och klorid i provpunkt 590 strax uppströms Änggårdsbron, under perioden 2013–2018.

Vattenförekomstens observerade värde och referensvärde beräknades till 53,9 µg tot-P/l respektive 21,2 µg tot-P/l. Den ekologiska kvoten beräknas därmed till EK 0,39, vilket motsvarar måttlig status. Reningsverkets påverkan på status i vattenförekomsten nedströms utsläppspunkten beräknades som den del som kan förväntas få en sämre status än måttlig, dvs. otillfredsställande eller dålig status.

Påverkansområdet nedströms utsläppet beräknades för ett modellerat medelflödesscenario (MQ, 20 m<sup>3</sup>/s och dimensionerat flöde från reningsverket, 0,17 m<sup>3</sup>/s (se Ansökan aktbil. 1 Bilaga C5 samt aktbil. 45 bilaga 1)).

Beräkningarna visade att endast en mindre del av vattendraget påverkas. För sökt utsläppshalt av totalfosfor, 0,2 mg/l, beräknades utsläppsplymen försämma endast 6 m av vattenförekomsten till otillfredsställande status och 1 m till dålig status. På det korta avståndet beräknas spridningsplymen inte ha brett ut sig mer än några enstaka metrar (se Ansökan aktbil. 1 Bilaga C5 samt aktbil. 45 bilaga 1). Det rör sig således om en mycket liten volym påverkat vatten.

Med en utsläppshalt av 0,2 mg tot-P/l beräknas EK-värdet till EK 0,38 i utsläppsplymen nedströms utsläppet (jämför med EK 0,39 uppströms). I större delen av vattendragets volym nedströms, beräknas ingen påverkan ske, då utsläppet inte kommer att omblandas helt inom vattenförekomsten.



**Figur 4-1** Vattendraget färgat efter status för kvalitetsfaktorn näringsämnen med utsläpp av 0,2 mg tot-P/l. Beräkningarna utgår från att måttlig status råder i vattenförekomsten som helhet. Gult motsvarar måttlig status. (Observera mkt liten röd/orange markering i anslutning till utsläppspunkten).

## 5 Ammoniak (NH<sub>3</sub>-N) i vattenförekomsten Lidan-Lovene till Lidköping

Om Lidköpings kommun beviljas tillstånd att anlägga en utsläppspunkt enligt något av de yrkade alternativen, skulle det framtida avloppsreningsverkets primära recipient vara vattenförekomsten Lidan- LL. Kort efter omblandning med flödet i vattendraget skulle det behandlade avloppsvattnet rinna vidare ut i Vänern-Värmlandssjön. I detta kapitel beskrivs utsläppets påverkan endast på den primära recipienten Lidan- LL. I nedanstående avsnitt tas ingen hänsyn till den positiva inverkan som den konstgjorda bäcken Ängsbäcken, som avloppsvattnet kommer att passera på sin väg mot Lidan-LL, kan få på utsläppshalter och -flöden.

Syftet med kapitlet är att lyfta de uppgifter som hittills varit ofullständigt beskrivna och förtydliga för domstolen vilken påverkan på Lidan-LL som Ängens avloppsreningsverk kan förväntas ha. I kapitlet presenteras det framtida avloppsreningsverkets påverkan på miljöstatus för ammoniak genom att förtydliga påverkansområdets utbredning och beräknade halter nedströms reningsverkets utsläpp. Därtill bemöts MMD:s farhåga, att avloppsreningsverket riskerar att avskräcka fisk från att vistas i eller passera området, vid vandring upp- eller nedströms vattendraget. Analyserna av påverkan utgår från recipientdata från perioden 2012–2019. Då orsaken till att reningsverkets påverkan på vattenförekomsten Lidan – LL ställts på sin spets är den nuvarande statusklassificeringen av ammoniak som måttlig, genomlysas även tillförlitligheten av underlagsdata och av Vattenmyndighetens genomförd statusklassificering.

## 5.1 Miljökvalitetsnormer, miljöstatus och blandningszoner

Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) och dess dotterdirektiv om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG), innebär att alla geografiskt indelade vattenförekomster (yt- och grundvatten) ska uppnå målsättningen god ekologisk och kemisk status. Målsättningen för en vattenförekomsts miljöstatus kallas för miljökvalitetsnorm. Den summerar ett stort antal underliggande miljökvalitetsfaktorer som åligger vattenmyndigheten att statusklassificera, i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2019:25).

I miljöbalken, 5 kap 4 §, och i vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660), 4 kap 2 § fastslås det s.k. "försämringsförbudet" som innebär att en verksamhet inte får beviljas tillstånd om miljöstatus i vattenförekomsten riskerar att försämrats eller om möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormen äventyras. Enligt Weserdomen (Mål C-461/13) tolkas försämring av status som en försämring av en enskild miljökvalitetsfaktor. För de särskilda förorenande (SFÄ) och prioriterade ämnena finns bedömningsgrunder och gränsvärden som inte får överskridas i vattenförekomsten om god ekologisk och kemisk status ska uppnås.

Både kvalitetskraven för ytvatten och icke-försämringskravet gäller för vattenförekomster som helhet (2008/105/EG). Det innebär att halter av utsläppta ämnen i en blandningszon närmast utsläppskällan kan vara högre än recipientens bedömningsgrunder och gränsvärden, då en utsläppsplym inte kan anses vara en representativ del av en vattenförekomst. Av artikel 4 i EU-direktivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG) framgår att medlemsstater får använda sig av blandningszoner för att beskriva och avgöra en enskild verksamhets tillåtliga inverkan på en norm för en miljökvalitetsfaktor så länge det inte hindrar att normen uppnås i övriga delar av vattenförekomsten.

Av de beräkningar som presenteras i detta kapitel, för förstahandsyrkandet norr om Ågårdsbron, framgår en begränsad påverkan från det framtida reningsverket, som inte kan anses försämrats status för ammoniak i vattenförekomsten som helhet eller riskerar att äventyra möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormen.

### 5.1.1 Miljökvalitetsnormen för ammoniak

De prioriterade ämnen är EU-gemensamma och har betydelse för kemisk ytvattenstatus medan de särskilda förorenande ämnena (SFÄ) är specifika ämnen, som de enskilda medlemsländer enligt vattendirektivet själva har en möjlighet att välja ut. De särskilda förorenande ämnena påverkar en vattenförekomsts sammantagna ekologiska status.

Ammoniak är ett s.k. SFÄ som har bedömningsgrunder både som årsmedelhalt (1 µg/l) och maximal tillåten halt (6,8 µg/l; HVMFS 2019:25). För en beskrivning av de kroniska respektive akuta toxicitetsstudier som ligger bakom bedömningsgrunderna, se avsnitt 5.6.1. Bedömningsgrunden avser ammoniakkväve men som hädanefter skrivs ut som ammoniak eller NH<sub>3</sub>-N.

## 5.2 Nuvarande miljöstatus och tillförlitlighet

### 5.2.1 Miljöstatus för ammoniak

Provpunkten som representerar status för vattenförekomsten Lidån- LL (590) är placerad norr om Ågårdsbron och ligger därmed uppströms både nuvarande reningsverk och den sökta verksamhetens yrkade utsläppspunkt.

Enligt Vattendirektivet ska miljöövervakning utformas så att den "uppnår adekvat tillförlitlighet och noggrannhet i klassificeringen" (bilaga V i 2000/60/EG). Då det inte framgår exakt vad det betyder har svensk vattenförvaltning satt en gräns på 20 % sannolikhet för felklassificering. En högre procent

innebär att resultatet är osäkert och att mer underlag krävs för att kunna avgöra om det föreligger ett förbättringsbehov (Havs- och vattenmyndigheten, 2018: XX<sup>2</sup>).

I HVMFS 2019:25 2 kap 4 § står att läsa att osäkerheten ska bedömas för en enskild parameter samt för resultatet av klassificering av en kvalitetsfaktor. Om vattenmyndigheten anser att osäkerheten av en enskild parameter eller klassificering av en enskild kvalitetsfaktor är hög ska orsaken utredas. Rimlighetsbedömning för en enskild parameter eller kvalitetsfaktor ska genomföras. Om vattenmyndigheten anser att en bedömning av en enskild parameter eller klassificering av en enskild kvalitetsfaktor inte är rimlig ska orsaken utredas. Bedömning av osäkerhet och rimlighet ska även göras av expertbedömning enligt 2 kap 10 §. Om en utredning bekräftar att resultatet av klassificeringen inte är rimligt ska vattenmyndigheten bortse från resultatet av klassificeringen för berörd parameter eller kvalitetsfaktor. Vattenmyndigheten ska då genomföra en expertbedömning enligt 2 kap 10 §.

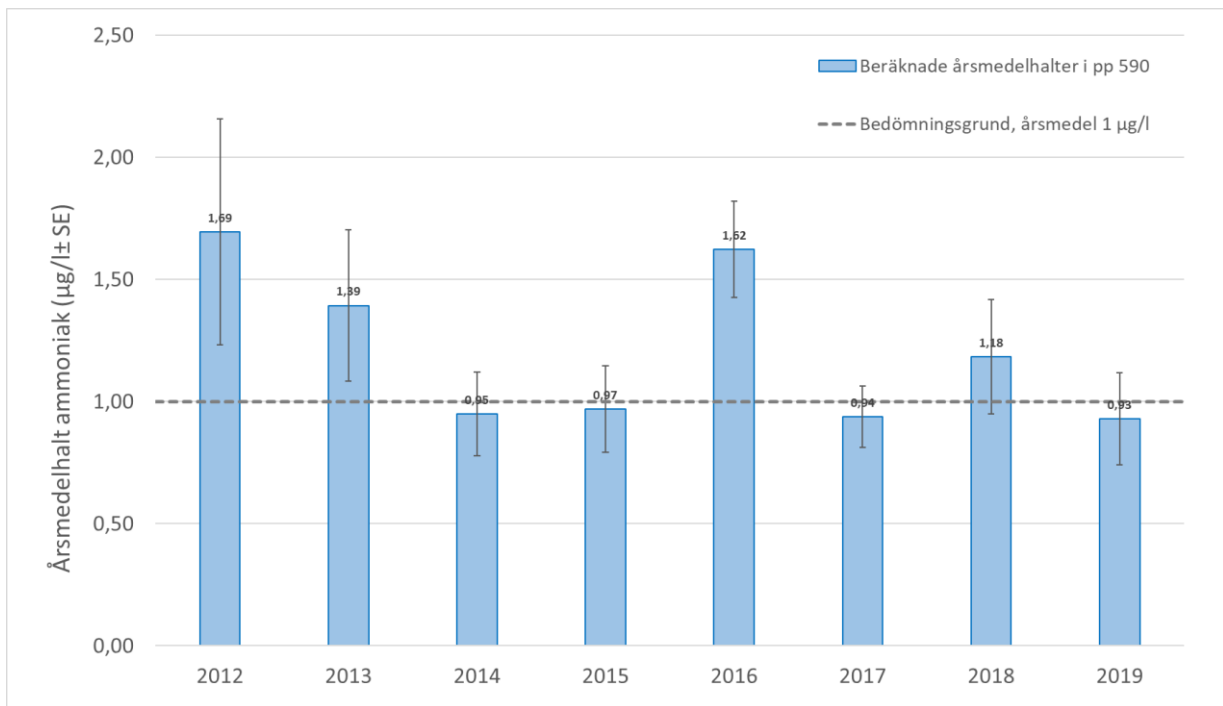
En osäkerhetsbedömning av resultatet för ett ämne ska enligt Hav 2016:26 beakta graden av överskridande, analysosäkerheten, kvantifieringsgränser, antalet prov, variation samt var och när proverna har tagits.

Årsmedelhalten ammoniak i Lidan- LL har mellan åren 2012–2018 beräknats ligga strax över eller strax under bedömningsgrunden på 1 µg/l (Figur 5-1). Den 16/5 2019 klassificerade Vattenmyndigheten status för ammoniak till måttlig, baserat på recipientdata från perioden 2015–2017. Av dessa år överskreds årsmedelhalten på 1 µg/l 2016. Årsmedelhalten 2015 och 2017 låg strax under bedömningsgrunden. Vattenmyndigheten har satt en låg tillförlitlighet på klassificeringen, med motiveringen att endast ett av tre årsmedelvärden överskred bedömningsgrunden<sup>3</sup>. Vattenmyndigheten tycks således inte ha gjort någon expertbedömning av status för ammoniak. Vid en närmare studie av ingående data tycks inte heller den rimlighetsbedömning som föreskrivs ha utförts (se nästa avsnitt). Enligt Hav 2016:26 kan det t.ex. vara lämpligt om vattenmyndigheten utesluter extrema värden.

---

<sup>2</sup> Statusklassificering och hantering av osäkerhet. Havs- och vattenmyndigheten 2018: XX. Ej beslutad vägledning.

<sup>3</sup> Vid statusklassificering ska Vattenmyndigheten ange en tillförlitlighetsklass mellan 0–3 där 0 motsvarar ingen, 1 låg, 2 medel och 3 hög tillförlitlighet. Tillförlitligheten ska klassificeras genom att väga samman klassningsosäkerheten (som ska vara högst 20 %), överensstämmelse mellan biologiska och stödjande parametrar samt myndighetens analys av påverkan (EC 2015).



Figur 5-1 Årsmedelvärden ± SE för beräknade ammoniakhalter under åren 2012–2019.

Den låga tillförlitligheten för statusklassificeringen av ammoniak innebär enligt Hav (2018:XX) att det finns sådana brister i underlaget att den inte kan användas för att identifiera förbättringsbehov i Lidan-LL. Den låga tillförlitligheten för statusklassificeringen av ammoniak innebär enligt Hav (2018:XX) att det finns sådana brister i underlaget att den inte kan användas för att identifiera förbättringsbehov i Lidan-LL. Att vattenmyndigheten trots detta klassificerar status som måttlig beror troligtvis på försiktighetsprincipen.

### 5.2.2 Genomgång av uppmätta och beräknade data

Till skillnad från andra ämnen som tillhör SFÄ klassificeras ammoniak baserat på beräknade data istället för uppmätta. Detta ställer stora krav på att underlagsdata är av god kvalitet då felaktiga värden för någon av de ingående parametrarna riskerar att få konsekvenser för statusklassificeringen.

Ammoniakhalten beräknas utifrån uppmätt halt av ammoniumkväve (hädanefter benämnd som ammonium), pH och temperatur enligt följande formler:

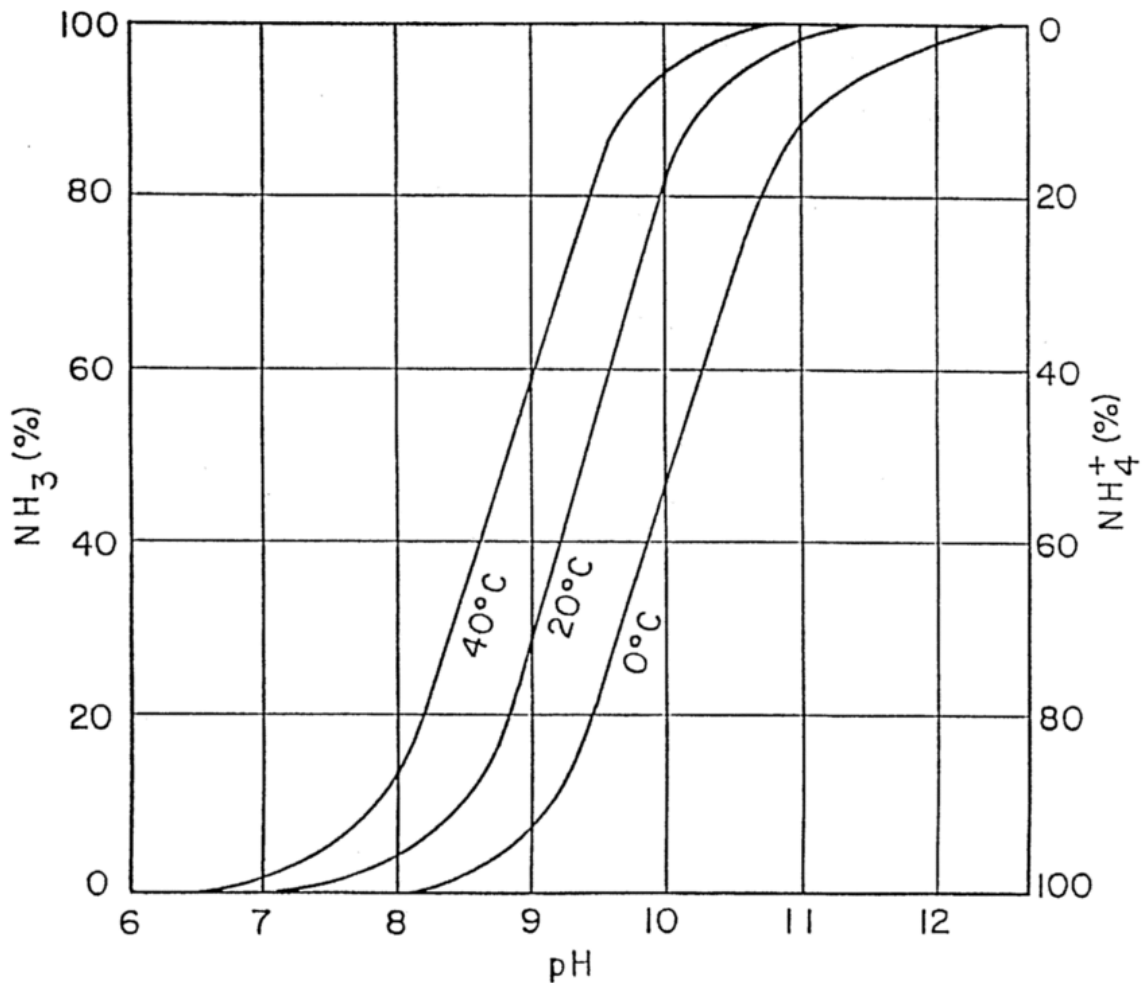
$$\text{Halt } \text{NH}_3\text{-N} = \text{fraktion } \text{NH}_3\text{-N} * \text{halt } \text{NH}_4\text{-N}$$

$$\text{Fraktion } \text{NH}_3\text{-N} = 1 / (10^{(pKa-pH)} + 1)$$

$$pKa = 0,0901821 + 2729,92 / T \quad (T = \text{temperatur uttryckt i Kelvin})$$

Vid 20 °C och ett pH-värde på 7,5 föreligger ca 99 % som ammonium och 1 % som ammoniak. Då temperaturen är lägre än 20 °C och pH-värdet lägre än ca pH 8 är effekten av pH på fraktionen ammoniak mindre. pH-värden över 8 får dock stor betydelse för fraktionen ammoniak (Figur 5-2). Ett pH-värde som stiger från pH 7 till 8 ger en ökad fraktion ammoniak från ca 0 % till 5 % medan ett pH-värde som stiger från pH 8 till pH 9 innebär en ökad fraktion ammoniak från ca 5 % till 30 %.





**Figur 5-2** Förhållandet mellan fraktionen ammonium och ammoniak i vatten, vid olika pH och temperatur. Figur hämtad ur Huang & Shang, 2007.

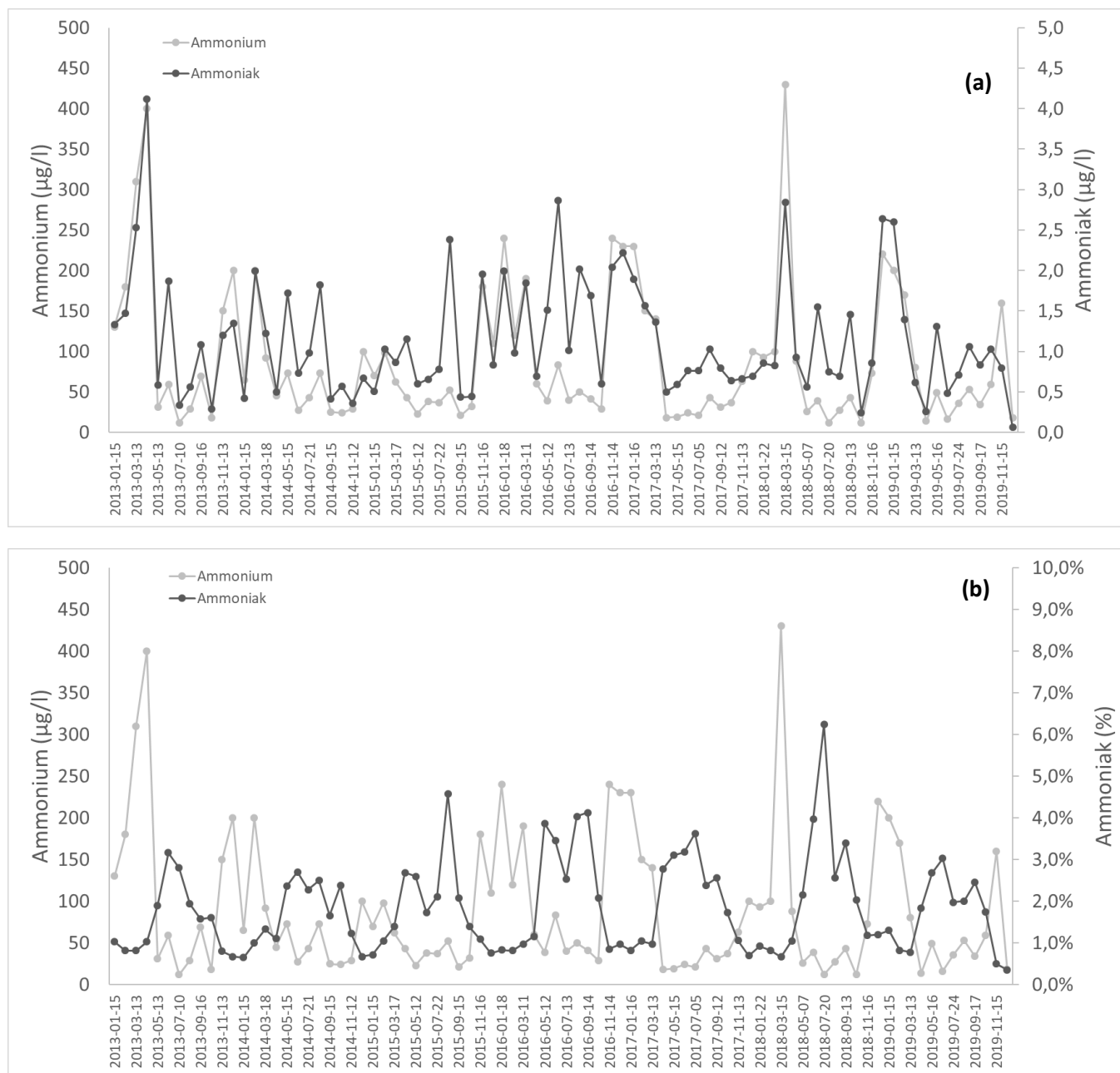
I Lidan har pH-värdet under perioden 2012–2019 varierat mellan pH 7,5 och pH 8,3 men inte uppvisat något årstidsmönster. Det högsta uppmätta pH-värdet, pH 8,3, har endast uppmätts vid tre tillfällen, samtliga under 2012. Det är vid ett av dessa tillfällen som ammoniakhalten beräknats till det extremt avvikande värdet 6,4 µg/l. Om pH-värdet i själva verket hade varit 8,2, 8,1 eller 8,0 hade den beräknade halten varit 5,2, 4,1 respektive 3,3. Om samtliga pH-mätningar hade legat 0,1 enhet för högt skulle det innebära att status i Lidan-LL hade varit god fem av åtta år istället för vid fyra av åtta. Detta visar på den oerhörda känsligheten i underlaget för att klassificera ammoniak.

Under 2012–2013 har ammoniumhalten varit störst under de kallare månaderna då också vattenföringen i Lidan varit högre (Figur 5-3 a). I dataunderlaget (månadsvis provtagning) finns två värden på ammonium som sticker ut, på 400 µg/l respektive 430 µg/l. Samtliga övriga värden, med undantag för ett som ligger på 310 µg/l, är uppmätta till som mest 240 µg/l. Dessa två högsta mätvärden är därför sannolikt inte representativa för provpunkten eller vattenförekomsten. Om dessa värden uteslöts skulle tre av sex provtagningsår få god status jämfört med två av sex år inklusive dessa värden.

Temperaturen i Lidan-LL, som har varierat mellan 0 och 24 °C, har också stor betydelse för den beräknade fraktionen ammoniak. Den beräknas vara som störst under de varma sommarmånaderna (Figur 5-3 b). Ett utökat bidrag av ammonium mellan maj-september riskerar därmed att få en större

effekt på halten ammoniak i vattendraget, nedströms utsläppspunkten. Ett begränsat utsläpp av ammonium under sommarperioden är därför att föredra.

Avloppsreningsverkets påverkan har i nedanstående avsnitt har beräknats med utgångspunkt från befintligt underlag, utan att ta bort sannolikt felaktiga värden. Brister i underlaget innebär att vattenförekomstens status för ammoniak är oklar. Utan att utesluta några data uppnår fyra av de senaste åtta åren god status.



**Figur 5-3** a) Uppmätt ammoniumhalt och beräknad ammoniakhalt, b) uppmätt ammoniumhalt och beräknad andel ammoniak.

### 5.3 Utsläppplymens beräknade storlek och andel av vattenförekomsten

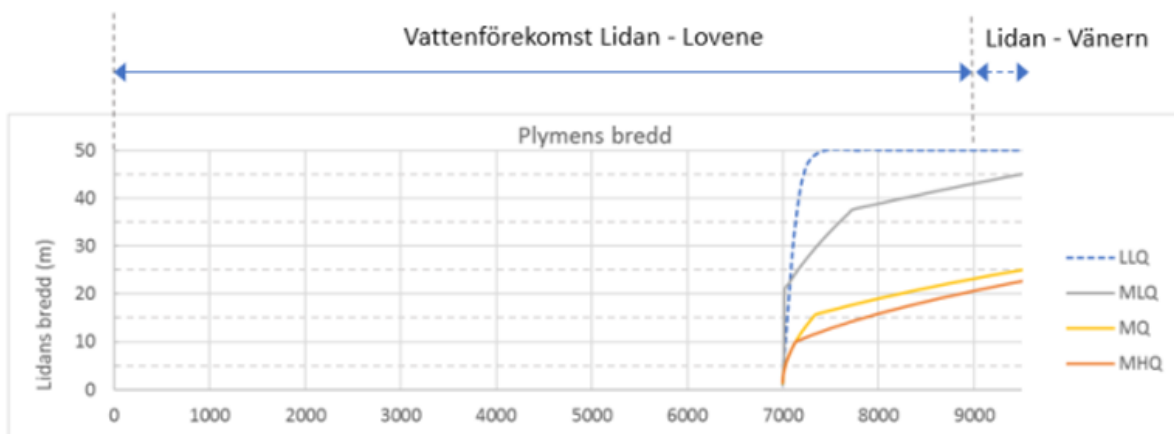
I tidigare material som Lidköpings kommun har presenterat har blandningszonens storlek beskrivits i förhållande till vattenförekomsten Lidan-LL. Slutsatsen har varit att utsläpp från Ängens avloppsreningsverk kan förväntas påverka en mycket liten del av vattenförekomsten som helhet.

Detta avsnitt syftar till att förtydliga underlaget för denna slutsats. I domslutet tar mark- och miljödombstolen fasta på uppgiften att utsläppsplymen från reningsverket, under lågvattenföring, kan breda ut sig över hela vattendragets bredd. Detta föranleder även ett behov av en fördjupad beskrivning av hur de tidigare presenterade flödesscenerierna (Tabell 5–1) förhåller sig till en realistisk framtid (M 2301–19).

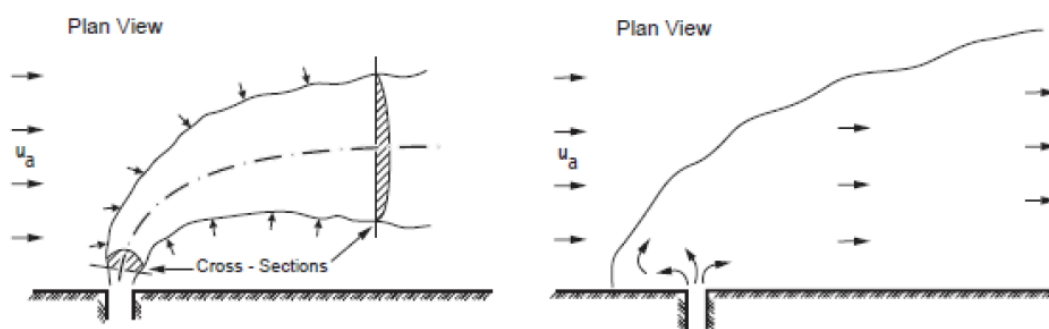
Spridning och spädning av utsläpp från Ängens avloppsreningsverk har analyserats av Tyréns (se Ansökan aktbil. 1 Bilaga C5 samt aktbil. 45 bilaga 1) med modelleringsverktyget CORMIX. Verktöget är speciellt framtaget av den amerikanska miljöskyddsmyndigheten USEPA, för att beräkna hur ett utsläpp blandar sig när det kommer ut i en recipient. Spridningsberäkningarna gjordes för ett dimensionerande flöde från reningsverket, dvs. 0,17 m<sup>3</sup>/s, i kombination med statistiska flödesscenerier i Lidan för MLQ, MQ och MHQ (perioden 1981–2010) samt för LLQ (perioden 2001–2015). Förutom spädningförhållandet beräknade Tyréns även utsläppsplymens utbredning i Lidan (Tabell 5–1; Figur 5-4). Dessa beräkningar visade att plymen under ett medelflödesförhållande (MQ) inte tar upp mer än 50 % av vattendragets bredd, dvs. 25 m av 50 m. Under lågflödesförhållandet, LLQ, beräknades dock plymen breda ut sig över hela vattendragets bredd. En ökad vattenföring innebär en alltmer avsmalnande utsläppsplym (Figur 5-4 och Figur 5-5).

**Tabell 5-1** Vattenföring i Lidan, delavrinningsområde 4315. Flödesstatistik 1981–2010. Uppgifter från Vattenwebb. Lägsta lågvattenföring (LLQ) har Tyréns beräknat baserat på den tillgängliga perioden 2001–2015. Hämtad ur Tyréns, se aktbil. 45 bilaga 1. Se även Figur 5-4.

Flödesscenario	Total stationskorrigerad vattenföring i Lidan (m <sup>3</sup> /s)	Andel av totala flödet från Ängen avloppsreningsverk (0,17 m <sup>3</sup> /s)	Plymens utbredning över vattendragets bredd (m)
MHQ	106	0,16 %	ca 20
MQ	20	0,8 %	ca 25
MLQ	3	5,4 %	ca 40
LLQ	1,3	12 %	50



**Figur 5-4** Plymens bredd på avstånd från utsläppspunkten, översta figuren för en ny utsläppspunkt 7000 m nedströms i vattenförekomsten, i mitten för en ny utsläppspunkt vid Järnvägsbron 8500 m nedströms i vattenförekomsten och nedre bilden för den befintliga precis där vattenförekomsten tar slut

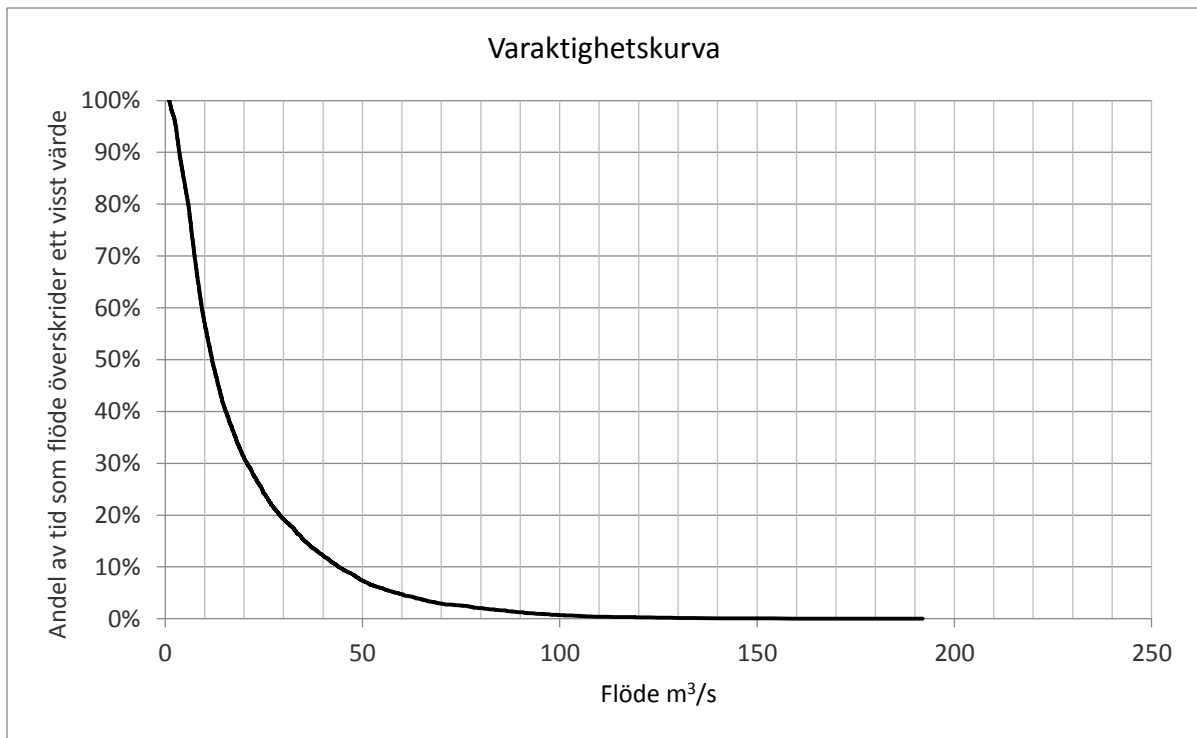


**Figur 5-5** Schematisk bild av ett utsläpp i vattendrag. T.v. plymens utseende i strömmande vatten, t.h. plymens utseende vid låga strömhastigheter. Från CORMIX User Manual2. Figur hämtad ur Tyréns, se aktbil. 45 bilaga 1.

LLQ-scenariot i dessa beräkningar motsvarade det statistiska lägsta flödet mellan 2001 och 2015. Ett varaktighetsdiagram över dygnsflödet i Lidan mellan 2004–2019 visar att flöden lägre än  $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$  har inträffat endast 0,8 % av dygnen under perioden (Figur 5-6). Ungefär hälften av dessa dygn inträffade under den extremt torra sommaren 2018 (Tabell 5-2). Flöden i paritet med LLQ är per definition något som inträffar mycket sällan. Det är värt att notera att det finns en stor osäkerhet när det gäller extremt låga och höga flöden. SMHI anger en modellosäkerhet för de stationskorrigerade flödena på 7 %.

**Tabell 5-2** Dagar med flöden lägre än  $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$  under 2004–2019. Ungefär hälften av dygnen inträffade under den extremt torra sommaren 2018

Datum	Total stationskorrigerad vattenföring [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]	Datum	Total stationskorrigerad vattenföring [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]
2018-08-17	0,955	2013-10-17	1,19
2018-08-18	0,978	2018-08-06	1,19
2013-10-07	1,03	2013-10-19	1,20
2018-08-22	1,06	2018-08-29	1,20
2018-08-08	1,08	2013-10-16	1,21
2018-08-21	1,08	2018-08-15	1,22
2018-08-05	1,09	2013-09-26	1,23
2018-08-12	1,09	2013-10-08	1,23
2018-08-25	1,09	2013-10-09	1,23
2018-08-07	1,10	2013-09-24	1,24
2018-08-10	1,12	2013-09-27	1,24
2018-08-16	1,12	2013-10-10	1,24
2013-10-06	1,14	2013-10-12	1,24
2013-10-04	1,15	2013-10-18	1,24
2013-10-05	1,15	2018-08-30	1,24
2018-08-20	1,15	2013-09-20	1,25
2013-10-02	1,16	2013-09-29	1,25
2018-08-24	1,16	2013-09-19	1,26
2013-09-28	1,17	2018-09-05	1,26
2013-09-30	1,17	2018-09-06	1,26
2013-10-03	1,17	2018-08-09	1,27
2018-08-11	1,17	2018-08-19	1,27
2013-09-25	1,18	2013-10-14	1,28
2018-08-04	1,18	2013-09-22	1,29
2013-10-13	1,19		



**Figur 5-6** Varaktighetsdiagram som visar hur stor del av tiden som flödet i Lidån överskrider ett visst värde (data från SMHI Vattenwebb).

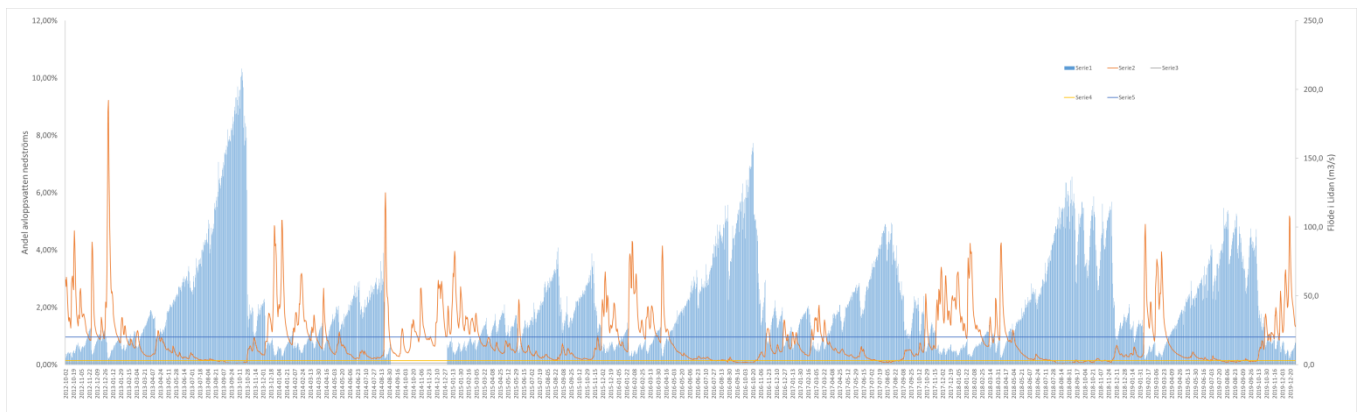
I det beräknade LLQ-scenariot utgjorde avloppsvatten från Ängens avloppsreningsverk ca 12 % av den totala volymen nedströms utsläppet. För att skapa en bild av hur LLQ-scenariot förhåller sig till verkligheten har en jämförelse gjorts mellan utsläppsflöde och stationskorrigerat flöde i Lidån, för perioden 2012–2019. Ängens framtida flöde har antagits motsvara nuvarande reningsverks utflöde + 35 %, vilket motsvarar flödesökningen mellan nuvarande och framtida dimensionering. Under ett fåtal dagar (Tabell 5-2) med en vattenföring på 1,3 m<sup>3</sup>/s eller lägre visar jämförelsen att andelen avloppsvatten under dessa få dagar aldrig skulle uppnå 12 %, såsom LLQ-scenariot ovan har beräknats för (Figur 5-7). Andelen avloppsvatten beräknas utgöra ca 10 % dessa enstaka dagar. Det är sammantaget orimligt att basera en analys av påverkan på miljö kvalitetsnormen för ammoniak eller eventuella barriäreffekter på LLQ-scenariot.

I det beräknade medellåg vattenföringsscenario (MLQ) var vattenföringen i Lidån 3 m<sup>3</sup>/s. Under perioden 2004–2019 har en vattenföring på 3 m<sup>3</sup>/s eller lägre inträffat ca 7 % av dygnet avloppsreningsverk (Figur 5-6). I det beräknade MLQ scenariot, utgör Ängens avloppsreningsverk ca 5 % av den totala volymen nedströms utsläppspunkten. Av de 360 dygn då vattenföringen i Lidån var lägre än 3 m<sup>3</sup>/s mellan 2012–2019 finns tillgängliga data på reningsverkets flöde för samtliga dygn. Reningsverkets flöde har beräknats utgöra mellan 5 % - 8 % vid samtliga dygn med en vattenföring mellan 1,3 och 3 m<sup>3</sup>/s (Figur 5-7). Som efterkommande avsnitt kommer att visa innebär inte dessa tillfällen en stor påverkan på halten ammoniak, nedströms reningsverket.

Medelvattenföring (MQ: 20 m<sup>3</sup>/s) eller högre flöden än så har inträffat 30 % av dagarna mellan 2004–2019. En vattenföring över 10 m<sup>3</sup>/s inträffar ca 60 % av dagarna (Figur 5-6). I det beräknade MQ-scenariot utgör Ängens avloppsreningsverk ca 0,8 % av det totala flödet. Vid en vattenföring i Lidån kring 20 m<sup>3</sup>/s överensstämmer andelen avloppsvatten i stort också med det beräknade spädningsscenario. MQ-scenariot är därmed det mest representativa för förhållandet mellan vattenföringen i Lidån och utsläpp från avloppsreningsverket.

Förhållandet mellan plymens utbredning och vattenföringen i Lidan är för övrigt inte linjärt. Det innebär att en teoretisk utbredning av plymen i hela vattendragets bredd sannolikt endast inträffar under de absolut lägsta flödena. Plymens utbredning påverkas t.ex. inte nämnvärt av en flödesökning från MQ (20 m<sup>3</sup>/s) till MHQ (106 m<sup>3</sup>/s), som innebär ett ökat flöde med en faktor av 5,3, samtidigt som en flödesminskning från MQ till MLQ (3 m<sup>3</sup>/s) beräknas ge en stor påverkan på plymens utbredning, trots att förändringsfaktorn inte är långt större, 6,7 (Figur 5-4).

Utsläppsplymen kan således förväntas uppta mindre än 25 m av vattendragets bredd, större delen av tiden. Vid några tillfällen kan den breda ut sig mer än så. Detta innebär att blandningszonen nedströms reningsverket kan förväntas inverka på ca 10 % av vattenförekomsten, sett till area (2 % med en utsläppspunkt vid Järnvägsbron). Dessa beräkningar förhåller sig dock endast till volymer av vatten och kompletteras i efterkommande avsnitt med beräkningar av halter (faktisk påverkan).



**Figur 5-7** Jämförelse mellan procentuell andel avloppsvatten av den totala volymen nedströms avloppsreningsverket och vattenföringen i Lidan-LL 2017–2019.

#### 5.4 Avloppsreningsverkens beräknade påverkan på miljöstatus för ammoniak

För att ge en bild av hur utsläpp från det nya avloppsreningsverket till Lidan skulle förändra vattenmiljön i mynningsområdet till Vänern-Värmlandssjön, presenteras tre olika scenarier. Det första visar beräknade halter nedströms Ängens avloppsreningsverk med utsläpp enligt villkor och det andra avloppsreningsverket vid ett realistiskt driftscenario (inklusive förväntad reduktion av utgående ammoniumhalt). Det tredje visar vilken påverkan det nuvarande avloppsreningsverket beräknas ha. För detaljer om varje utsläppsscenario, se respektive avsnitt nedan.

För att bedöma recipientpåverkan nedströms utsläppet utgår beräkningarna från respektive provtagningstillfälle (en gång per månad) av recipientprovpunkt 590, av ammonium, pH och temperatur, under åren 2012–2019. Det innebär att variationen i utsläppsvolymer och -halter från reningsverket, som registrerar flöde varje timme och halter av ammonium varje dygn (ackrediterade analyser varje vecka), har komprimerats. Med detta tillvägagångssätt går man dock inte miste om det komplexa sambandet i recipienten mellan ammonium och ammoniak. Beräkningarna blir också jämförbara med nuvarande statusklassificering av ämnet. För att det ska vara möjligt att beräkna påverkan av utsläpp på dygns- eller veckobasis behöver uppmätta ammoniumhalter i recipienten extrapoleras till fler dygn eller veckor än de som har provtagits. Eftersom halten i recipienten beror på förändringar i t.ex. temperatur eller flöde skulle en sådan extrapolering införa nya osäkerheter i underlaget.

För varje provtagningstillfälle har halter nedströms avloppsreningsverket beräknats vid full omblandning genom följande formel:

$$c_1 * V_1 + C_2 * V_2 / V_1 + V_2$$

där

$C_1$  = halten av  $\text{NH}_4\text{-N}$  i utsläppet,

$V_1$  = volym utsläppt avloppsvatten,

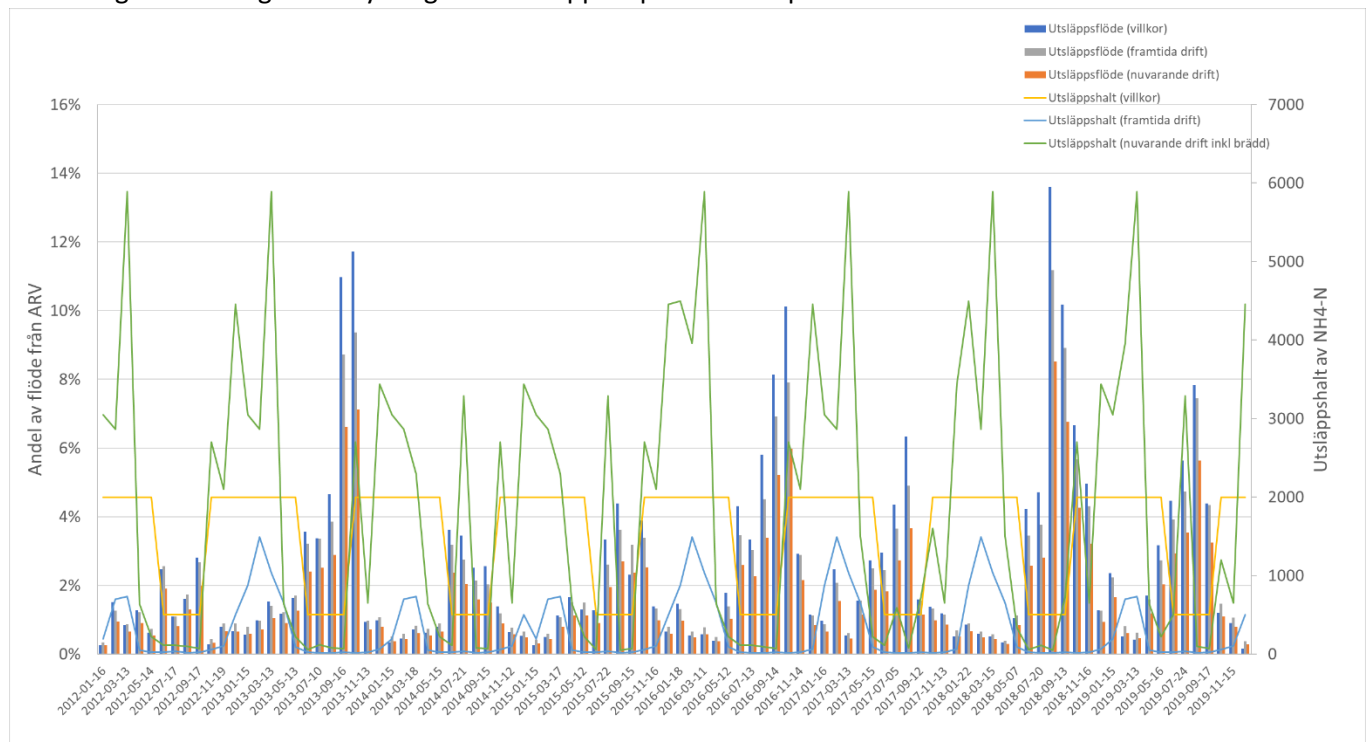
$C_2$  = halten av  $\text{NH}_4\text{-N}$  i recipientprovpunkten uppströms

$V_2$  = volym recipientvatten vid provtagningstillfället

Utsläpp från avloppsreningsverket ( $V_1$  och  $C_1$ ) beror på scenario, se Figur 5-8. Halten  $\text{NH}_4\text{-N}$  i recipienten ( $C_2$ ) har hämtats från vattenvårdsförbundets provtagningsdata i punkt 590 som ligger strax uppströms Ågårdbron. Vattenföring i Lidan ( $V_2$ ) har hämtats från SMHI Vattenwebb.

Som tidigare har presenterats uppnås inte full omblandning eller full utbredning av utsläppsplymen vid högre vattenföring förrän utsläppet når vattenförekomsten Vänern-Värmlandssjön. Den största delen av utspädningen sker dock strax nedströms utsläppet vilket innebär att spädningfaktorn vid högre vattenföring och full omblandning inte skiljer sig avsevärt åt från medelspädningfaktorn över plymens bredd, i vattendragets slut (106 ggr spädning jämfört med 117).

Ammoniakhalten har beräknats i enlighet med HVMFS 2019:25, se tidigare avsnitt 5.2.2. Vid beräkningarna har ingen hänsyn tagits till utsläppets pH eller temperatur.



**Figur 5-8** Värderna på utsläppsfloden och utsläppshalter för de tre olika utsläppsscenarioerna.

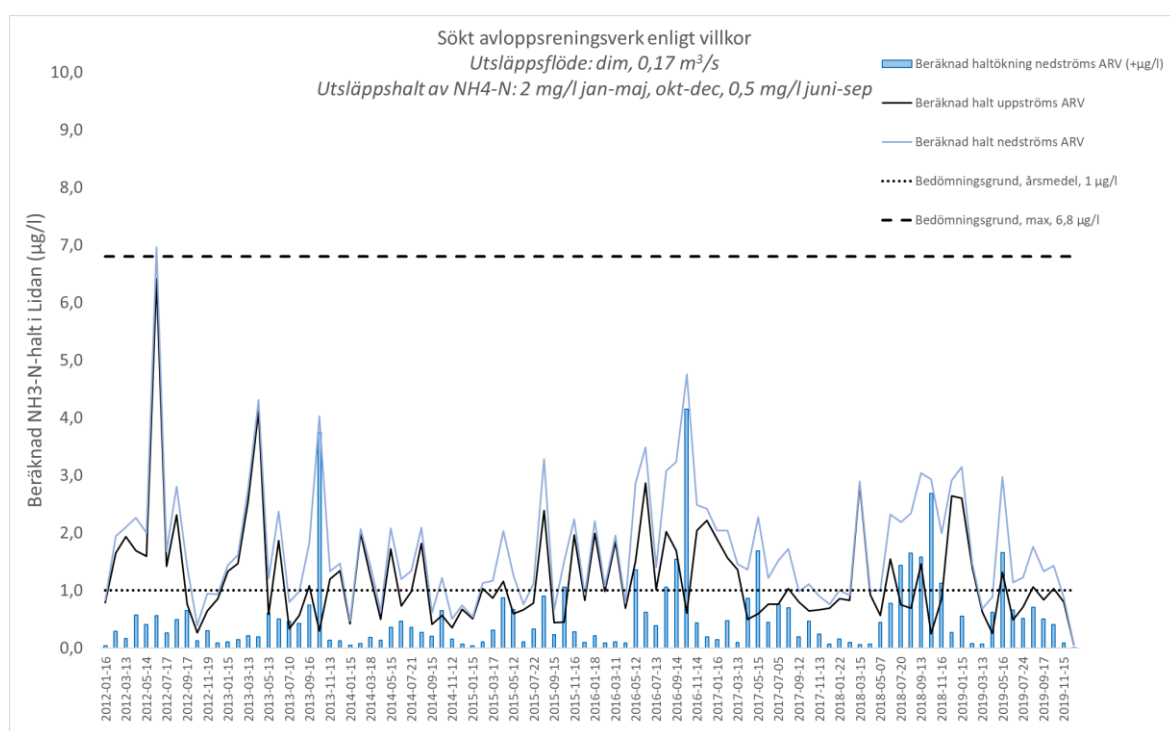
5.4.1 Beräknade halter med utsläpp från Ängens avloppsreningsverk enligt villkor  
Detta scenario ger en bild av de halter som skulle uppstå nedströms reningsverket om utsläpp från Ängens avloppsreningsverk kontinuerligt skedde enligt villkorsskrivningen. Halter nedströms har därmed beräknats med ett utsläpp av dimensionerande flöde, dvs.  $0,17 \text{ m}^3/\text{s}$  och en utsläppshalt motsvarande  $0,5 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$  mellan juni-sep samt  $2 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$  resterande månader.

Förändringen av recipienthalt nedströms avloppsreningsverket beräknas avvika vid några tillfällen i maj och oktober. Haltökningen får störst betydelse för nedströms ammoniakhalt i oktober 2013 och 2016 då halten beräknas öka från  $0,29$  till  $3,74 \mu\text{g/l}$  respektive från  $0,60$  till  $4,15 \mu\text{g/l}$  (Figur 5-9). Detta beror framförallt på låg vattenföring i Lidan vid dessa tillfällen, kombinerat med den högsta

utsläppshalten av ammonium (2 mg/l). Andelen avloppsvatten i vattenmassan nedströms avloppsreningsverket beräknas också vara stor vid dessa tillfällen, ca 10 %. Andelen avloppsvattnet beräknas i övrigt vara som störst under sommarmånaderna, som mest 14 % i augusti 2018. Halten ammoniak i recipienten beräknas också vara högre under sommartid, pga. det varma vattnet. Den höga andelen avloppsvatten under lågflödesperioden balanseras dock av den reducerade ammoniumhalten i utgående avloppsvatten mellan juni-september (0,5 mg/l), vilket medför att påverkan på vattendraget nedströms utsläppet begränsas.

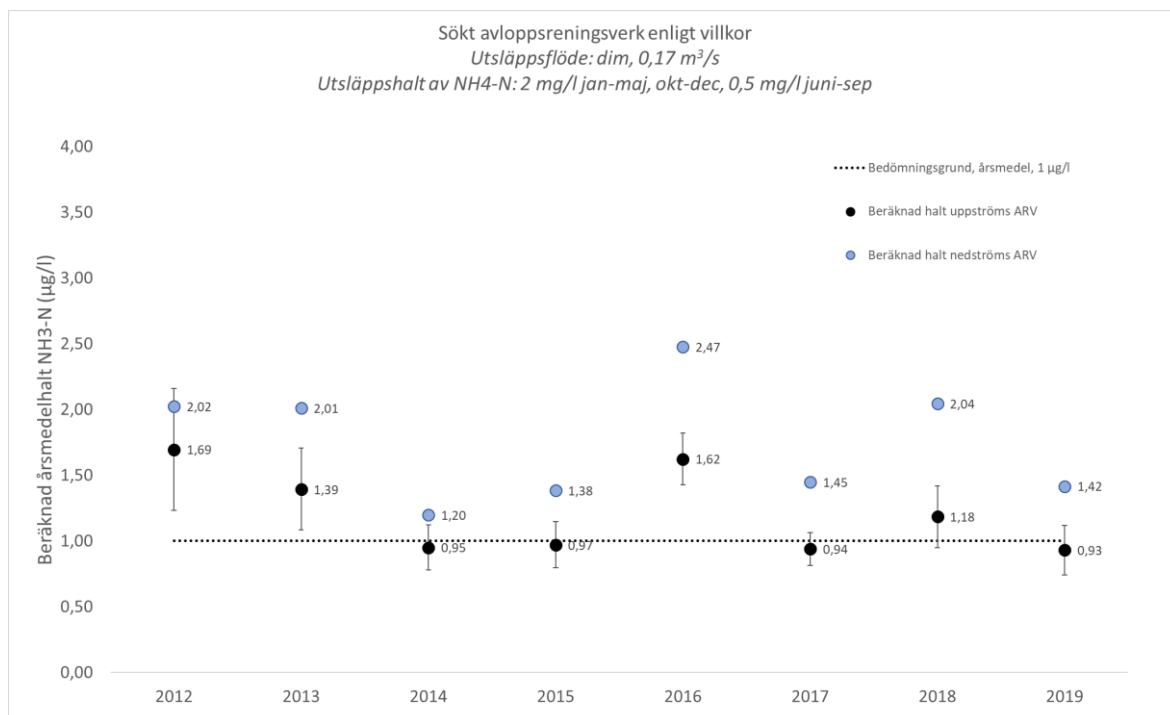
För det år som nuvarande statusklassificering av ammoniak baseras på, 2016 (VISS), beräknas årsmedelhalten öka nedströms avloppsreningsverket från 1,62 till 2,47 µg/l (Figur 5-10).

Ett scenario med ett kontinuerligt flöde med en utsläppshalt enligt villkorsskrivningen ger inte en realistisk bild av reningsverkets miljöpåverkan då Ängens utsläppsflöde i verkligheten kommer att variera med mängden inkommande vatten. Utgående avloppsvatten kommer heller inte att innehålla 2 mg/l respektive 0,5 mg/l ammonium vid varje enskilt tillfälle.



**Figur 5-9** Bakgrundshalter (µg/l) uppströms utsläppspunkten (svart linje), beräknade halter nedströms reningsverket (µg/l; blå linje) samt haltökningen i µg/l nedströms reningsverket (blå stolpar). Streckade linjer anger bedömningsgrunden för ammoniak som årsmedelhalt och maximal tillåten halt. Beräkningarna baseras på ett kontinuerligt utsläpp av 0,17 m<sup>3</sup>/s med en utsläppshalt av ammonium på 2 mg/l månaderna jan-maj och okt-dec samt 0,5 mg/l juni-sep, för Vattenvårdsförbundets provtagningsdagar under perioden 2012–2019.





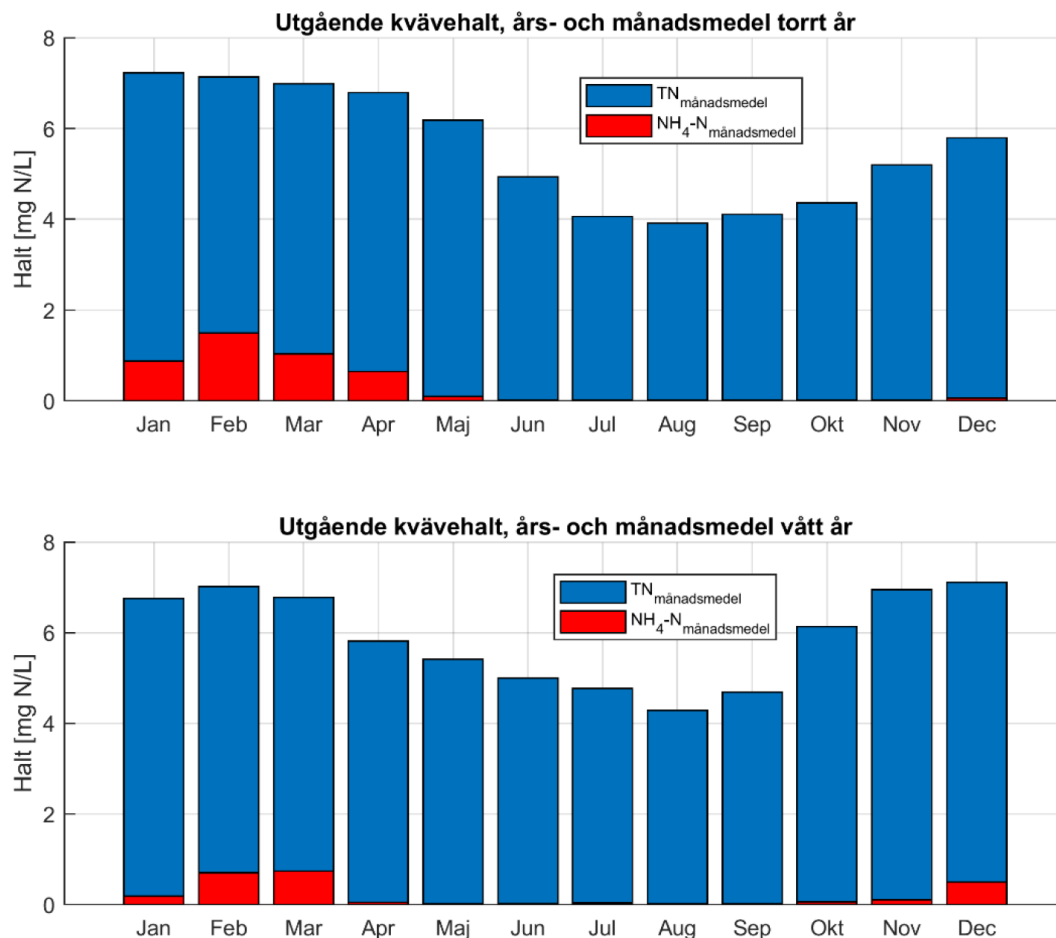
**Figur 5-10** Ammoniakhalten (µg/l) uppströms (svart punkt) och nedströms (blå punkt) det framtida reningsverket med ett kontinuerligt flöde av 0,17 m<sup>3</sup>/s och utsläppshalt av ammoniumkväve enligt villkor. Felstaplarna visar avvikelser (SE) kring medelvärdet. Streckad linje visar bedömningsgrunden för årsmedelhalt ammoniak, 1 µg/l.

5.4.2 Beräknade halter med utsläpp från Ängens avloppsreningsverk under drift  
 Detta scenario syftar till att visualisera en mer realistisk bild av det framtida reningsverkets påverkan, på ammoniakhalten nedströms utsläppet.

För att beräkna halten ammoniak nedströms reningsverket under ett typiskt framtida driftscenario har flödesökningen från det nuvarande reningsverket, 0,13 m<sup>3</sup>/s, till det framtida reningsverkets, 0,17 m<sup>3</sup>/s, dvs. +35 %, applicerats på registrerade dygnsflöden mellan 2012–2019.

Under 2020 har RISE, som en del i det EU-finansierade LIWE LIFE<sup>4</sup> projektet, genomfört simuleringsstudier med dynamiska processmodeller för det nya verket med modelleringsprogramvaran SUMO, se bilaga 1. Modellen är en mycket detaljerad beskrivning av reningsverkets prestanda och ett av de mest detaljerade verktygen som kan användas för att testa en vald design och ett reningsverks funktion. RISE har analyserat hur de olika processtegen i det nya reningsverket kommer att inverka på utsläppshalter av näringsämnen (se bilaga 1). Beräkningarna av ammoniakhalt nedströms reningsverket baseras på den utsläppshalt av ammonium som har beräknats med hjälp av SUMO (se Figur 5-11).

<sup>4</sup> För mer information [www.angensarv.se](http://www.angensarv.se)

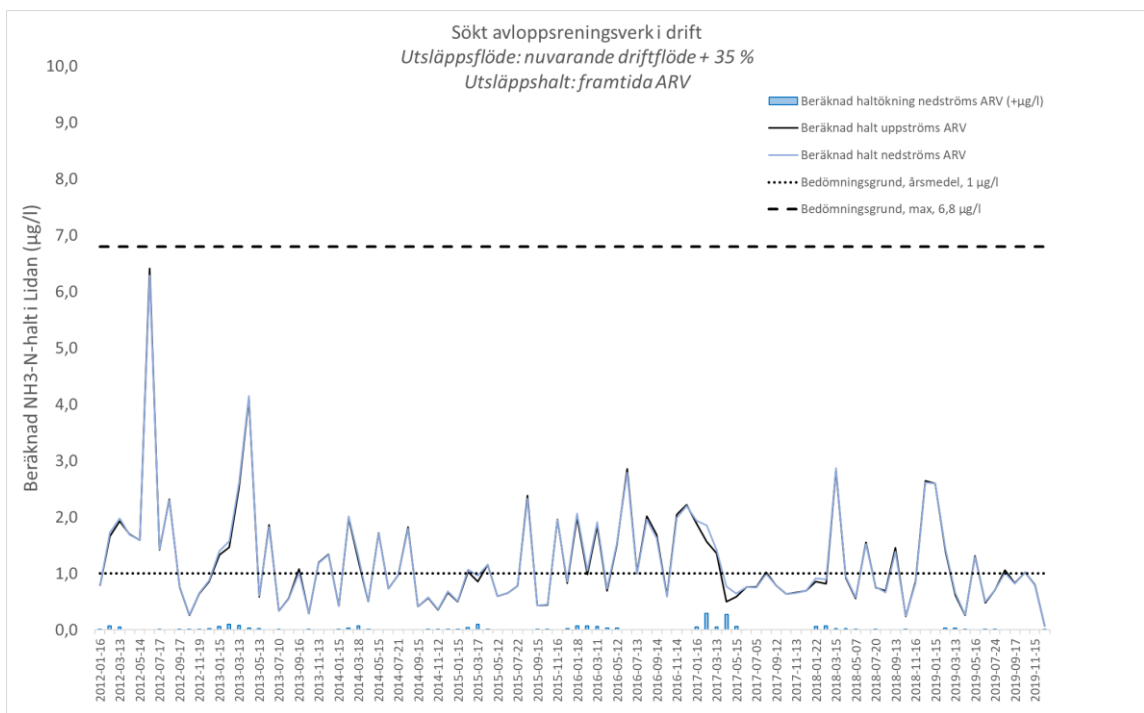


**Figur 5-11** Utsläppshalt av ammoniumkväve, beräknade av RISE med stöd av med dynamiska processmodellen SUMO. Beräkningarna är utförda för ett torrt respektive ett vått år, se bilaga 1.

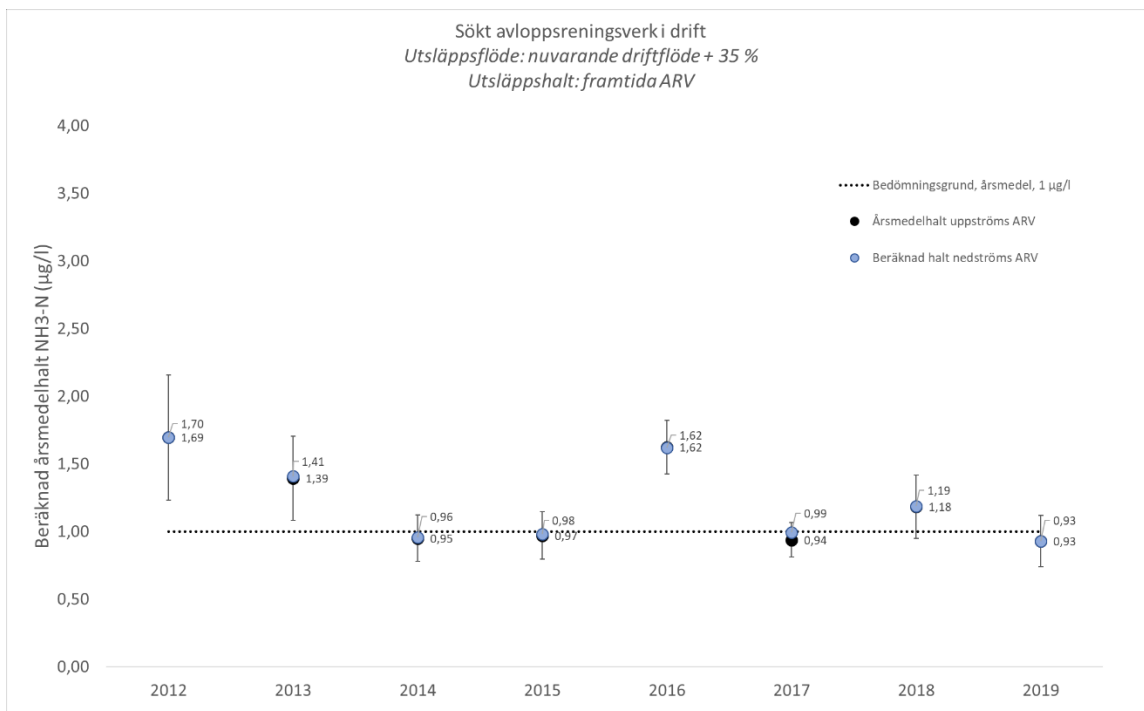
Utsläppshalten inkluderar endast behandlat avloppsvatten då det nya reningsverket inte kommer att brädda obehandlat avloppsvatten.

Ängens avloppsreningsverk kommer att ha en så pass hög reningsgrad att utsläppet inte kommer att ha någon betydande påverkan på ammoniakhalten nedströms utsläppspunkten (Figur 5-12). För provtagningsperioden 2012–2019 beräknas t.o.m. halten minska något vid några tillfällen, då halten i det behandlade avloppsvattnet förväntas vara väsentligt lägre än halten i recipienten. Den största haltökningen beräknas till +0,29 µg/l, dvs. från 1,56 till 1,86 µg/l (2017-02-14). Medelhaltökningen beräknas till 0,01 µg/l.

Årsmedelhalten nedströms Ängens avloppsreningsverk beräknas i stort sett vara oförändrad jämfört med beräknade data för punkten uppströms (Figur 5-13). För de år som status har beräknats vara god i provpunkt 590 vid Ågårdsbron, dvs. 2014, 2015, 2017 och 2019 beräknas status vara god även nedströms Ängens avloppsreningsverk.



**Figur 5-12** Bakgrundshalter ( $\mu\text{g/l}$ ) uppströms utsläppspunkten (svart linje), beräknade halter nedströms reningsverket ( $\mu\text{g/l}$ ; blå linje) samt haltökningen i  $\mu\text{g/l}$  nedströms reningsverket (blå stolpar). Streckade linjer anger bedömningsgrunden för ammoniak som årsmedelhalt och maximal tillåten halt. Beräkningarna baseras på ett realistiskt driftscenario genom att utgå från driftdata från nuvarande reningsverk, exklusive brädddata, för Vattenvårdsförbundets provtagningsdagar under perioden 2012–2019. För varje enskild dag har flödet ökat med 35 % för att motsvara framtida reningsverks flöde. Utsläppshalten har beräknats av RISE (2020) med modelleringsprogrammet SUMO.

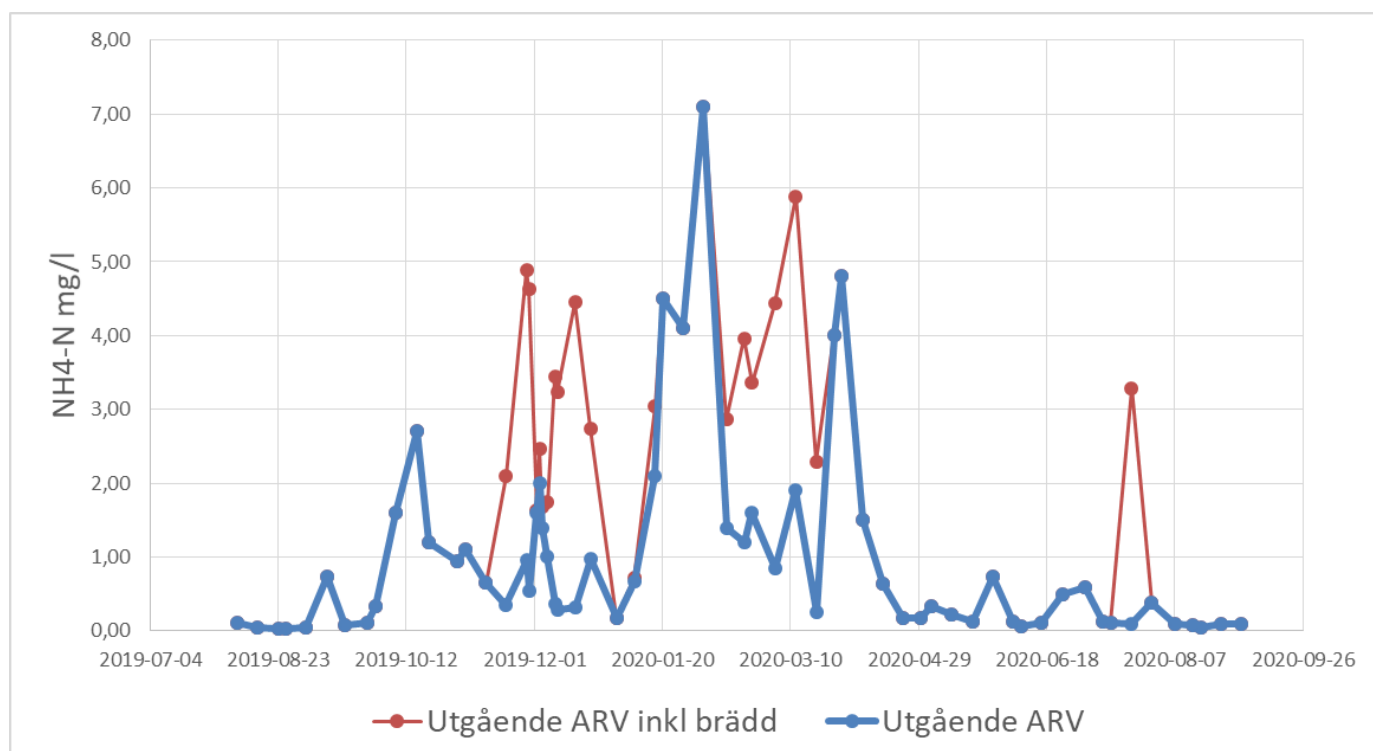


**Figur 5-13** Ammoniak uppströms (svart punkt) och nedströms (blå punkt) det framtida reningsverket under drift med modellerad utsläppshalt (RISE, 2020). Felstaplarna visar avvikelser (SE) kring medelvärdet. Streckad linje visar bedömningsgrunden för årsmedelhalt ammoniak-N, 1  $\mu\text{g/l}$ .

5.4.3 Beräknade halter med utsläpp från nuvarande avloppsreningsverk under drift  
 Detta scenario ger en bild av de halter som beräknas uppstå i hamnbassängen nedströms nuvarande reningsverk, i syfte att kunna jämföra dagens påverkan med den framtida påverkan från Ängens avloppsreningsverk. Eftersom nuvarande reningsverk har sin utsläppspunkt i Vänern-Värmlandssjön gäller beräknade värden i Figur 5-15 och 5-16 inte i Lidan-LL. Nuvarande reningsverk har dock i realiteten en påverkan på Lidan-LL då obehandlat avloppsvatten, vid hydraulisk överbelastning, bräddas direkt till Lidan-LL från ledningsnätet, dvs. från pumpstation P1 i höjd med järnvägsbron. Hur denna bräddning påverkar halten ammoniak i vattenförekomstens slut beskrivs inte närmare i detta underlag.

Beräknade värden för nuvarande reningsverk (Figur 5-15 och 5-16) är intressanta i jämförelse med beräknade värden för Ängens avloppsreningsverk (Figur 5-12 och 5-13) då de visar hur det nya reningsverket under drift kommer att leda till lägre halter av ammoniak i hamnbassängen jämfört med idag. Detta har betydelse för resonemanget om eventuella barriäreffekter i avsnitt 5.6.

Halter av ammoniak har beräknats nedströms avloppsreningsverket med registrerat driftflöde under 2012–2019, och en typisk nuvarande utsläppshalt hämtad från 2019–2020, som inkluderar den bräddning som sker i dagsläget (Figur 5-14).



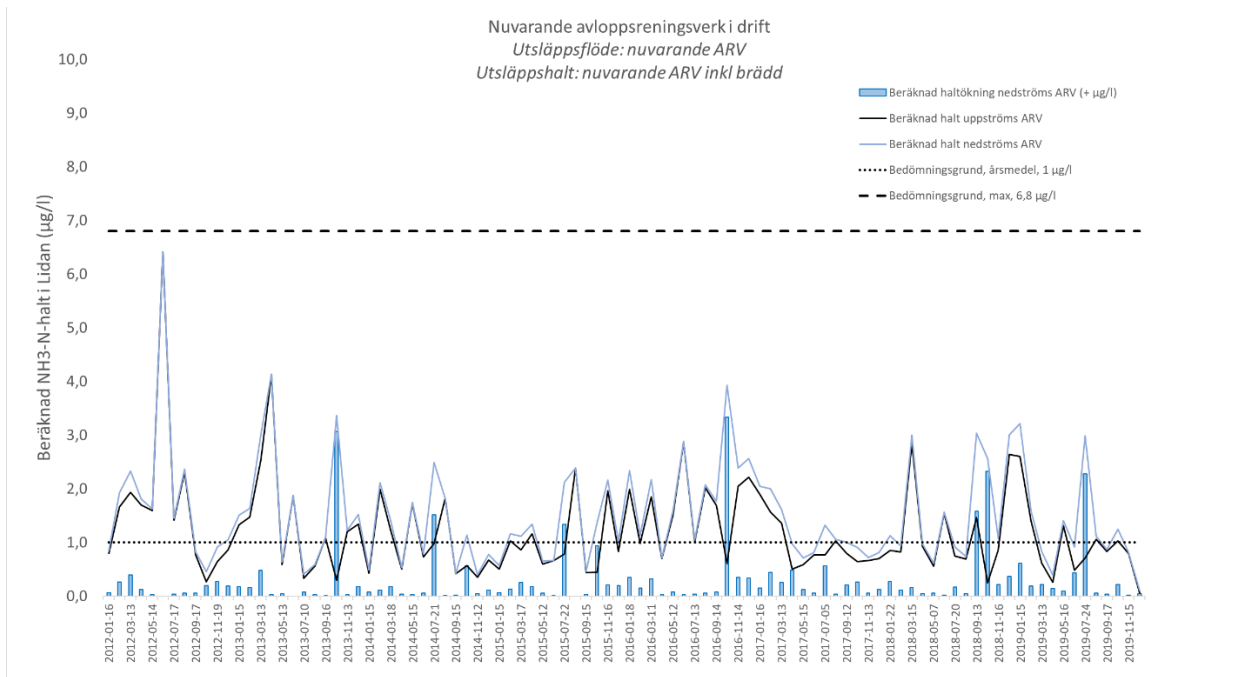
**Figur 5-14** Utsläppshalt av ammonium (mg/l) under 2019–2020.

Med utsläpp från det nuvarande reningsverket beräknas de högsta ammoniakhalterna uppstå nedströms reningsverket i oktober 2013 och 2016. Vid dessa tillfällen beräknas halten öka från 0,29 till 3,07 µg/l respektive från 0,60 till 3,33 µg/l (Figur 5-15). Detta beror precis som för villkorsscenarioet på den låga vattenföringen i Lidan, en stor andel avloppsvatten (upp till 7 %) samt en hög utsläppshalt av ammonium (2,7 mg/l).

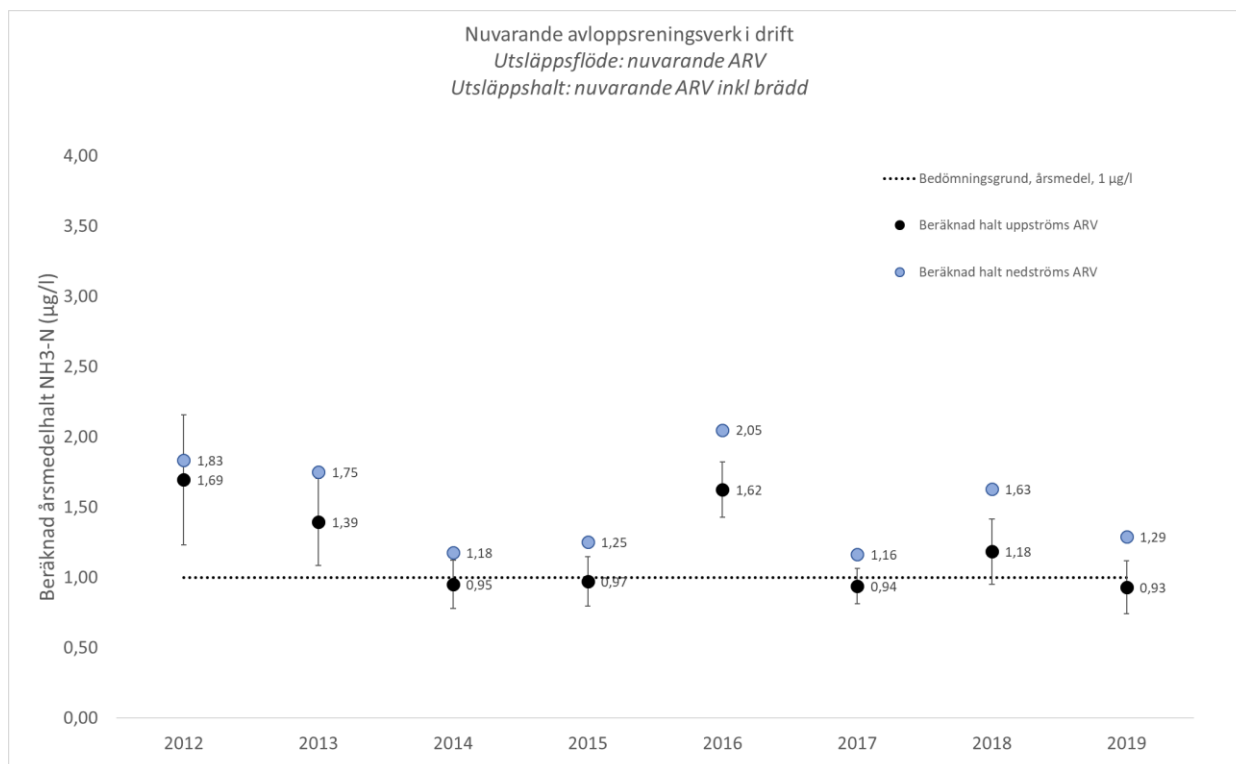
Andelen avloppsvatten beräknas vara som störst under sommarmånaderna, som mest ca 9 % i augusti 2018. Den höga andelen avloppsvatten under lågflödesperioden balanseras dock av en

reducerad ammoniumhalt i utgående avloppsvatten mellan juni-september, vilket medför att påverkan på vattendraget nedströms utsläppet begränsas (Figur 5-8).

För det år som nuvarande statusklassificering av ammoniak baseras på i VISS, 2016, beräknas årsmedelhalten öka nedströms nuvarande avloppsreningsverket från 1,62 till 2,05  $\mu\text{g/l}$  (Figur 5-16). Detta kan jämföras med den oförändrade årsmedelhalten som beräknats nedströms Ängens avloppsreningsverk, på 1,62  $\mu\text{g/l}$  (Figur 5-13). Ängens avloppsreningsverk kommer därmed i realiteten att förbättra vattenmiljön med avseende på ammoniak i mynningsområdet jämfört med idag, både i Vänern-Värmlandssjön och Lidan-LL.



**Figur 5-15** Bakgrundshalter ( $\mu\text{g/l}$ ) uppströms utsläppspunkten (svart linje), beräknade halter nedströms reningsverket ( $\mu\text{g/l}$ ; blå linje) samt haltökningen i  $\mu\text{g/l}$  nedströms reningsverket (blå stolpar). Streckade linjer anger bedömningsgrunden för ammoniak som årsmedelhalt och maximal tillåten halt. Beräkningarna baseras på ett nuvarande driftscenari genom att utgå från driftdata från nuvarande reningsverk för Vattenvårdsförbundets provtagningsdagar under perioden 2012–2019.



**Figur 5-16** Ammoniak uppströms (svart punkt) och nedströms (blå punkt) det nuvarande reningsverket. Felstaplarna visar avvikelser (SE) kring medelvärdet. Streckad linje visar bedömningsgrunden för årsmedelhalt ammoniak-N, 1 µg/l.

#### 5.4.4 Beräknade halter med avstånd från utsläppspunkten

Med hjälp av spädningstal från CORMIX-modellen presenteras nedan beräknade ammoniakhalter nedströms utsläppspunkten för provtagningstillfällena under 2019. Året 2019 har valts i syfte att visa hur Ängens reningsverk kan förväntas påverka Lidan-LL vid ett framtidsscenario, då god status råder i vattenförekomsten som helhet. Årsmedelhalten för 2019 beräknas till 0,93 µg/l.

För lågflödesmånaderna, juni-september, och månaderna med högre flöde har spädningsserier för ett MLQ-scenario respektive MQ-scenario använts (se avsnitt 5.3). Ammoniakhalter nedströms utsläppet har beräknats med hjälp av spädningsserierna, bakgrundshalter i Lidan samt förväntade utsläppshalter från Ängens reningsverk under drift (RISE, 2020; se föregående avsnitt). Beräkningarna stämmer inte helt överens med tidigare presenterade data då dessa istället har baserats på förväntade utsläppsflöden och stationskorrigerade flöden i Lidan, vid respektive provtagningstillfälle. I Tabell 5-3 presenteras en jämförelse mellan resulterande värden efter full omblandning med de två olika beräkningsmodellerna. För de flesta av tillfällena är skillnaden mycket liten, endast december sticker ut något.

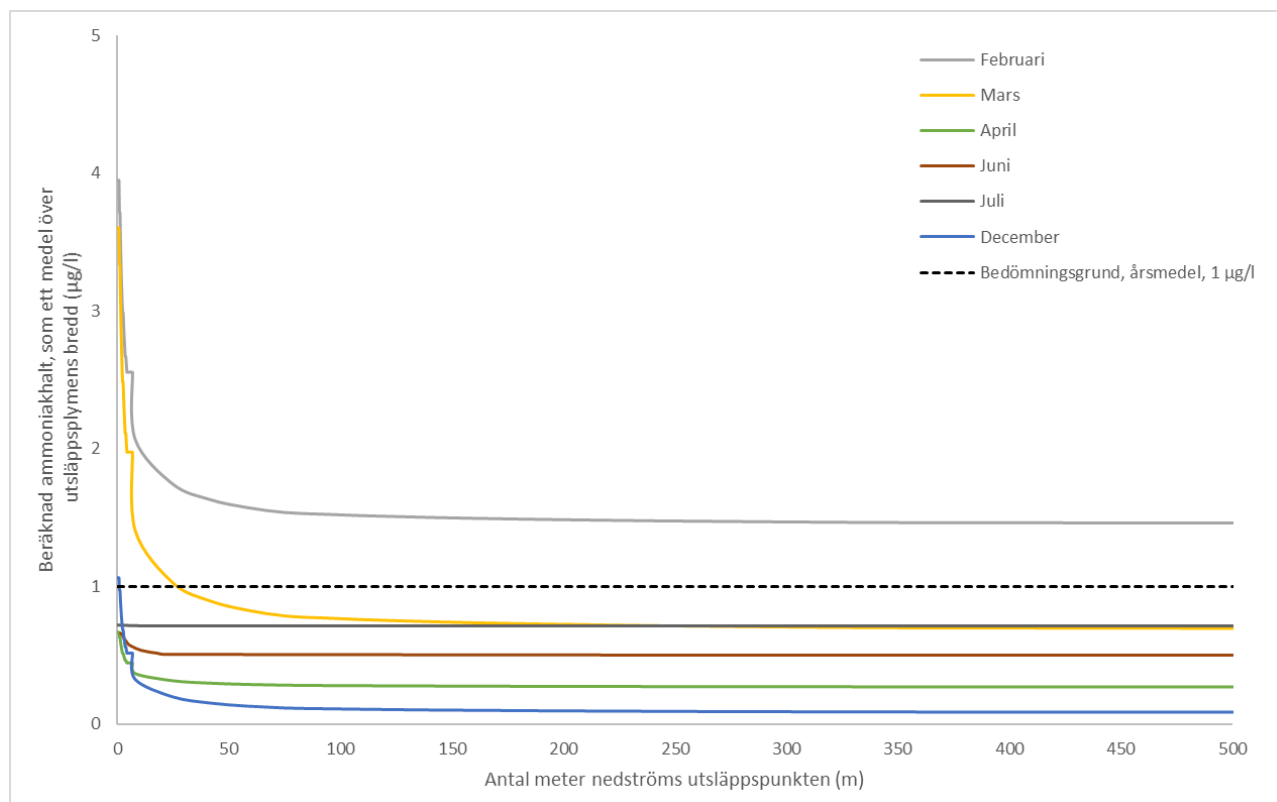
För januari, maj, augusti, september, oktober och november beräknas utsläppshalten från Ängens avloppsreningsverk vara lägre än recipienthalten. Vid dessa beräkningstillfällen ökar halten nedströms, men inte till följd av Ängens avloppsreningsverk utan pga. av en allt större inblandning av recipientvatten. Dessa månader har därför inte inkluderats i Figur 5-17, som visar beräknad halt de första 500 m nedströms utsläppspunkten.

Beräkningarna i Figur 5-17 visar att halten i utsläppsplymen kommer att vara lägre än 1 µg/l vid alla tillfällen (månader) utom ett (februari). Halten i februari beräknas vid vattenförekomstens slut, dvs., ca 2 km nedströms, till 1,44 µg/l. Detta kan jämföras med halten uppströms reningsverket på 1,43 µg/l. Medelvattenföringen i Lidan i februari innebär att utsläppsplymen sannolikt inte breder ut sig

mer än halva vattendragets bredd. Ammoniakhalten beräknas för övrigt aldrig överskrida 6,8 µg/l, inte ens i nära anslutning till utsläppsröret.

**Tabell 5-3** Jämförelse mellan beräknade värden.

2019	CORMIX-scenario	Flöde Lidan	Flöde ARV	Beräknad halt NH3-N uppströms i Lidan-LL, vid Änggårdsbron (provpunkt 590)	Beräknad halt NH3-N nedströms, då hela volymen avloppsvatten blandas hela volymen recipientvatten	Beräknad halt NH3-N nedströms, där full omblandning beräknas vara uppnådd med CORMIX-modellen	% förändring
Jan	MQ	7,05	0,16	2,6	2,6	2,6	-0,05%
Feb	MQ	33,4	0,28	1,4	1,4	1,4	-0,2%
Mars	MQ	40,2	0,26	0,62	0,65	0,66	-2,0%
April	MQ	9,79	0,16	0,26	0,27	0,26	1,9%
Maj	MQ	5,2	0,15	1,3	1,3	1,3	-1,0%
Juni	MLQ	3,64	0,15	0,48	0,50	0,50	-1,0%
Juli	MLQ	2,85	0,14	0,71	0,71	0,71	-0,03%
Aug	MLQ	2	0,16	1,1	1,0	1,0	-1,4%
Sep	MLQ	3,71	0,17	0,83	0,82	0,82	0,5%
Okt	MQ	14	0,21	1,0	1,0	1,0	-0,005%
Nov	MQ	18,7	0,2	0,80	0,79	0,79	0,3%
Dec	MQ	108	0,4	0,06	0,07	0,08	-12%



**Figur 5-17** Ammoniakhalter de första 500 m, beräknade med CORMIX-modellerade spädningstal för ett MQ- (februari, mars, april och december) respektive MLQ-scenario (juni och juli), baserat på recipientdata från 2019. Endast de månader då utsläppshalten är högre än recipienthalten har inkluderats i figuren.

5.5 Samlad påverkansbedömning på MKN för ammoniak i Lidan- Lovene till Lidköping  
Med ett utsläpp motsvarande av Mark- och miljödomstolen beslutade villkor avseende flöden och halter beräknas utsläppsplymen från Ängens avloppsreningsverk, under majoriteten är av tiden, spridas från utsläppspunkten och nedströms till en maximal utbredning vid vattenförekomstens slut,

ca 2 km nedströms, som omfattar halva vattendragets bredd. Vid enstaka tillfällen under lågvattenföring kan utsläppsplymen breda ut sig ytterligare. Detta innebär att blandningszonen nedströms reningsverket beräknas uppta ca 10 % av vattenförekomsten, sett till area. Då ammoniakhalten förutom utsläppsflöden och -halter även beror på bakgrundshalten, temperatur och pH vid den aktuella tidpunkten kommer ammoniakhalten att variera inom blandningszonen. De beräkningar som har gjorts för Ängens avloppsreningsverk med ett utsläpp enligt villkor visar att det kan komma att uppstå förhöjda halter i en liten del av vattenförekomsten, närmast utsläppskällan. För åren 2014, 2015, 2017 och 2019 då årsmedelhalten i provpunkten vid Ågårdbron legat under bedömningsgrunden på 1 µg/l beräknas årsmedelhalterna nedströms Ängens avloppsreningsverk, med utsläpp enligt villkorsskrivningen, till mellan 1,20–1,45 µg/l.

Både kvalitetskraven för ytvatten och icke-försämringskravet gäller för en representativ del av en vattenförekomst (2008/105/EG; Hav 2016:30), inte i en enskild verksamhets utsläppsrör. Det innebär att halter av utsläppta ämnen i en blandningszon närmast utsläppskällan kan vara högre än recipientens bedömningsgrunder och gränsvärden, då en utsläppsplym inte kan anses vara en representativ del av en vattenförekomst. Av artikel 4 i EU-direktivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG) framgår att medlemsstater får använda sig av blandningszoner för att beskriva och avgöra en enskild verksamhets tillåtliga inverkan på en norm för en miljökvalitetsfaktor, så länge det inte hindrar att normen uppnås i övriga delar av vattenförekomsten.

Det är mycket viktigt att skilja på miljöövervakning och recipientkontroll. En övervakningsstation vars syfte är att vara en kontrollpunkt för en vattenförekomsts status (statuspunkt) hör hemma inom miljöövervakningen. En statuspunkt ska vara representativt placerad, vilket innebär att den inte bör placeras i eller i nära anslutning till en enskild punktkällas blandningszon (Hav, 2016:26). Då klassificering av särskilda förorenande ämnen enligt Havs- och vattenmyndigheten ska hanteras separat för varje enskild provtagningspunkt (inom miljöövervakningen), är det av yttersta vikt att dessa punkter verkligen är representativt placerade. En provpunkt placerad i närheten av en utsläppskälla (påverkanspunkt) fyller däremot en viktig funktion vid recipientkontroll, som är en form av utökad egenkontroll. Påverkanspunkten kan användas för att följa upp en enskild verksamhets påverkan i relation till vattenförekomstens sammantagna status för relevanta kvalitetsfaktorer (i statuspunkterna).

De beräkningar som har gjorts för att visa vilken påverkan som Ängens avloppsreningsverk kan få på Lidan-LL beskriver således halter i blandningszonen nedströms reningsverket och inte status för ammoniak i vattenförekomsten som helhet. Mot bakgrund av att övervakning av miljöstatus ska utföras i representativa delar av en vattenförekomst är det inte rimligt att statusklassificera hela den framtida vattenförekomsten baserat på teoretiska beräkningar i en punkt nedströms Ängens avloppsreningsverk, där full omblandning inte har uppnåtts.

Ängens avloppsreningsverk, med ett utsläpp motsvarande av villkorsgivna flöden- och -halter riskerar därmed inte att försämra status för parametern ammoniak i vattenförekomsten Lidan- LL då reningsverket endast kommer att inverka på en liten del av vattenförekomsten, som inte kan anses vara representativ för hela vattenmassan. Ängens avloppsreningsverk kan inte heller anses äventyra möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormen i vattenförekomsten, då reningsverkets ringa bidrag av ammonium i förhållande till andra källor i avrinningsområdet inte rimligtvis kan vara betydande i en samlad bedömning av förutsättningarna för hela vattenförekomsten (jfr prop. 2017/18:243 s 193). Det är också den bedömning som MMD gör med avseende på totalfosfor, vars påverkansbild i hög grad är jämförbar (se kapitel 4).



Som har presenterats tidigare ger ett scenario med ett kontinuerligt flöde och en utsläppshalt enligt villkorsskrivningen inte en realistisk bild av reningsverkets framtida miljöpåverkan. Reningsverkets utsläppsflöde kommer i verkligheten att variera med mängden inkommande avloppsvatten och utgående avloppsvatten kommer inte att innehålla 2 mg/l respektive 0,5 mg/l ammonium vid varje enskilt tillfälle. När Ängens påverkan istället beräknas med förväntade utsläppsflöden och -halter (se avsnitt 5.4.2 & 5.4.3; RISE, 2020), är det tydligt att reningsverket inte kommer att ha någon påverkan på status för ammoniak i Lidan-LL, inte ens i ett område närmast nedströms utsläppspunkten.

## 5.6 Riskbedömning för att utsläpp från avloppsreningsverket ska orsaka barriäreffekter för fisk

När man talar om barriäreffekter i akvatisk miljö handlar det ofta om fysiska barriärer, som till exempel vägkulvertar, vattenkraftsdammar eller höga vattenflöden, som hindrar fisk från att röra sig mellan två områden. Barriärer kan också orsakas av andra typer av ekologiska störningar som till exempel utsläpp av skadliga ämnen.

Det finns dock inget vetenskapligt stöd för att halter i nivå med bedömningsgrunderna skulle verka avskräckande för fisk i ett vattendrag.

### 5.6.1 Akuta och kroniska värden bakom bedömningsgrunden i HVMFS 2019:25

Bedömningsgrunderna är uppbyggda för att ge skydd till alla typer av organismer i ett vatten, och tar därför höjd för det som är okänt. Bedömningsgrunderna har därför enligt försiktighetsprincipen inbyggda säkerhetsfaktorer som ska garantera att även organismer som inte har studerats ska vara skyddade.

I HVMFS 2019:25 anges bedömningsgrunder för ett antal ämnen både som årsmedelhalt och maximal tillåten halt. Årsmedelhalten baseras på studier som tittat på effekter efter en längre tids exponering (kronisk toxicitet). Det maximalt tillåtna värdet baseras på studier där man tittat på effekter av högre halter efter en kortare tids exponering (akut toxicitet). Bedömningsgrunderna har beräknats genom att dividera den lägsta halten bland ingående studier, som inte har haft någon effekt på studerade parametrar (NOEC-värde), med en säkerhetsfaktor. Säkerhetsfaktorens storlek beror på underlagets kvalitet och kvantitet. Bristen på kunskap kompenseras med en högre säkerhetsfaktor (CIS 27).

Årsmedelhalt och maximal tillåten halt för ammoniak i HVMFS 2019:25 har föreslagits i rapporten "Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) av ITM, 2019<sup>5</sup>. De föreslagna värdena baseras på underlagsdata som sammanställts av "The UK Technical Advisory Group (UKTAG)<sup>6</sup> och som har kompletterats med fler studier i ITM, 2019.

Båda rapporterna föreslår samma akuttoxiska värde, det som i HVMFS 2019:25 benämns som maximal tillåten halt. Detta värde, 6,8 µg ammoniak/l baseras på en mortalitetsstudie där hälften av alla yngel av arten puckellax (*Onchorhynchus gorbuscha*) dog vid 96 h exponering för 68 µg/l. Genom att dividera värdet med en säkerhetsfaktor av 10 har sedan den maximalt tillåtna halten 6,8 µg/l tagits fram.

Årsmedelvärdet i HVMFS 2019:25 som ska motsvara ett toxiskt värde under kronisk exponering baseras på ett NOEC-värde (lägsta koncentrationen i experimentet som inte gav någon effekt) från en mortalitetsstudie med musslor (*Lampsilis siliquoidea* och *Lampsilis fasciola*). Under de 28 dagar som

<sup>5</sup> [https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/51606/SF%C3%84\\_ITM-rapport%20219.pdf](https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/51606/SF%C3%84_ITM-rapport%20219.pdf)

<sup>6</sup> <https://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/ammonia.pdf>

experimentet pågick uppkom ingen påverkan vid exponering för 9,5 µg/l NH<sub>3</sub>-N. Det beräknade kroniska värdet, 1 µg/l har beräknats genom att dividera 9,5 µg/l med säkerhetsfaktorn 10.

#### 5.6.2 Bedömning av påverkan på fisk

Det lägsta värdet som studier har visat ger upphov till toxiska effekter för fisk motsvarar 68 µg/l. För att få en säkerhetsmarginal som ska skydda samtliga organismgrupper har bedömningsgrunden för maximal tillåten halt satts till 6,8 µg/l. Baserat på månadsdata från 2019 och ett utsläpp enligt villkor skulle halten 6,8 µg/l endast överskridas i en smal plym allra närmast nedströms utsläppsröret (5–10 m lång plym), för månader med medelvattenföring (jan-maj och okt-dec). För månader med lågvattenföring (juni-september), då plymen breder ut sig, beräknas halterna aldrig överskrida maximal tillåten halt någonstans i vattenförekomsten.

I slutet av vattenförekomsten Lidan-LL beräknas Ängens avloppsreningsverk ge upphov till något högre ammoniakhalter med utsläpp enligt villkor, än bedömningsgrunden på 1 µg/l. Halterna beräknas också vara högre än vad som har uppmätts/beräknats norr om Ågårdbron åren 2012–2019. Årsmedelhalten nedströms beräknas vara som högst baserat på 2016 års provtagningsdata, med en årsmedelhalt nedströms utsläppet på 2,47 µg/l (se avsnitt 5.4.1). Bedömningsgrunden för årsmedelvärdet är hämtat från en studie på musslor, som lever sitt liv stationärt. Det lägsta kroniska värdet som observerats för fisk motsvarar 17 µg/l och avser en påverkan på tillväxt hos regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*). I direktivet om miljö kvalitetsnormer för fisk och musselvatten finns rikt- och gränsvärden vars syfte är att specifikt skydda fisk från toxisk påverkan. Dessa värden, även om de inte är uttryckta som årsmedelvärden, ligger långt högre än bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25. Dessa motsvarar, omräknat till NH<sub>4</sub>-N, 4,2 µg/l som riktvärde och 21 µg/l som gränsvärde.

Länsstyrelsen framhåller i ett av sina yttranden (akt.bil.62) ett provfiske som utfördes 1995 som ett exempel på hur fisksamhället i mynningsområdet minst borde se ut (Kinnerbäck, 1995). Resultaten visar enligt Länsstyrelsen att Lidans nedre del och mynning uppvisar en artrik miljö för fisk. Utsläppsdata från Lidköpings reningsverk från 1995 visar att utgående flöde var jämförbart med idag (0,13 m<sup>3</sup>/s). Utsläppshalten av ammoniumkväve var dock 13,9 mg/l, jämför med sökt villkor på 2 mg/l. Kväverening infördes på nuvarande reningsverk först 1998. Mot denna bakgrund är det orimligt att tänka sig att en barriäreffekt skulle uppstå i o m Ängens avloppsreningsverk då miljöförhållandet med avseende på ammoniak i mynningsområdet är långt mycket bättre i dag än det var på 90-talet och dessutom förväntas bli ännu bättre med det nya reningsverket.

#### 5.7 Slutsatser ammoniak

Vattenförekomstens status för ammoniak är klassificerad som måttlig men med låg tillförlitlighet. Nuvarande status baseras på ett årsmedelvärde för 2016 över 1 µg/l. För fyra av de senaste åtta åren har årsmedelhalten varit lägre än 1 µg/l. Det framgår inte om vattenmyndigheten har bedömt osäkerheten för nuvarande klassificering eller gjort en rimlighetsanalys i enlighet med 2 kap 4 § HVMFS 2019:25.

Ängens avloppsreningsverk, med ett utsläpp av villkorsflöden- och -halter riskerar inte att försämra status för parametern ammoniak i vattenförekomsten Lidan- LL då reningsverket endast kommer att påverka en liten del av vattenförekomsten.

Ängens avloppsreningsverk bedöms inte heller anses äventyra möjligheten att uppnå miljö kvalitetsnormen god ekologisk status i vattenförekomsten, då reningsverkets ringa bidrag av ammonium i förhållande till andra källor i avrinningsområdet inte rimligtvis kan vara betydande i en samlad bedömning av förutsättningarna för hela vattenförekomsten (jfr prop. 2017/18:243 s 193).

Utsläpp från Ängens avloppsreningsverk bedöms inte att få oönskade effekter för vattenlevande organismer som uppehåller sig i eller passerar utsläppspunkten och dess spridningsplym, då beräknade halter inte överskrider maximalt tillåten halt.

Utredningen visar också att utsläppet inte riskerar att avskräcka fisk från att vistas i eller passera området för vandring upp- eller nedströms, vilket baseras på jämförelser av beräknade värden och kända effektnivåer för studerade fiskarter.

## 6 Vattenburna mikroorganismer i Lidan samt i utgående vatten från avloppsreningsverket

### 6.1 Potentiella källor till förekomst av smittämnen i Lidan

Vattenburna mikroorganismer är ett samlingsnamn för de bakterier, virus, protozoer mm som finns i vatten. Vid bedömning av vattenkvalitet används indikatororganismer för att undersöka och verifiera om fekal kontamination skett, och därigenom underlätta analys då det inte är realistiskt att analysera samtliga tänkbara mikroorganismer. I badvatten är det bakterierna *Escherichia coli* (E.coli) och *Intestinala entrokocker* (IE) som används som indikatorer för bedömning om tjänlighet (HVMFS 2016:16) samt för kvalitetsbedömning (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Inom dricksvattenproduktion används fler parametrar för indikation om mikrobiologisk tjänlighet (LIVSFS 2017:2).

Som framgår under avsnitt 2 ovan så finns det rad påverkanskällor uppströms i Lidans avrinningsområde, t.ex. intensiv djurproduktion. Lidan är även recipient för avloppsvatten från de kommunala avloppsreningsverken i tätorterna Falköping, Vara och Skara kommuner. Ett antal bräddpunkter från de kommunala avloppsnäten mynnar också i Lidan med biflöden. Vidare finns det i avrinningsområdet ett betydande antal enskilda avlopp av varierande kvalitet där avloppsvattnet avleds till Lidan. Då Lidan rinner genom Lidköpings stadskärna tillkommer även mer direkt påverkan från dagvatten, bräddningar från avloppsnätet i tätorten samt från det periodvis stora antal sjöfåglar (änder, gäss) som uppehåller sig vid Lidan. Koncentrationen av bakterier i recipienten styrs av spridningsförhållanden och avdödning av bakterier från utsläppspunkten och vidare under transporten. Avdödningsprocesserna styrs bl. a. av solinstrålning, temperatur, tid och salinitet<sup>7</sup>.

### 6.2 Normer för utgående vatten från avloppsreningsverk saknas

I 9 kap. 7 § Miljöbalken anges att "Avloppsvatten skall avledas och renas eller tas om hand på något annat sätt så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer" (SFS 1998:808). Någon klagande föreskrift, vägledning etc. avseende vad detta innebär avseende utsläpp av vattenburna mikroorganismer saknas.

Mark- och miljödomstolen förelade Folkhälsomyndigheten om utlåtande om risker för människors hälsa förknippade med möjlig exponering för smittoämnen som kommer att tillföras Lidan med det rena avloppsvattnet. Folkhälsomyndigheten påpekade att riskerna för smittspridning till människor från avloppsvatten beror i huvudsak på två faktorer - förekomst av smittämnen i vattnet och möjlig exponering. Vidare konstaterade myndigheten att "*Det finns ingen generell lagstiftning som ställer krav på halten av smittämnen som får släppas ut i ett avloppsvatten. Det finns inte heller något implementerat ramverk som kan vägleda i bedömningen av vad som i situationer som denna skulle vara en godtagbar risknivå. Det finns däremot branschriktlinjer för råvattenkvalitet, medan dricksvattenföreskrifterna och badvattendirektivet är vad som i senare led formellt tillämpas för krav*

---

<sup>7</sup> SVU Rapport 2011-08 Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status

*på sådan vattenkvalitet. Kvantitativa riskbedömningar används av vissa dricksproducenter för bedömning av behov av rening av råvattnet.”*

#### 6.2.1 Badvattenkvalitet – bedömningsgrunder

Badvattenförordningen (2008:218) är meddelad med stöd av 5 och 9 kap. miljöbalken och är den svenska implementeringen av EU:s Badvattendirektiv<sup>8</sup>. Havs- och vattenmyndighetens föreskrift, HVMFS 2012:14<sup>9</sup>, är meddelad med stöd av badvattenförordningen. Havs- och vattenmyndigheten har dessutom gett ut en vägledning för EU-bad.

Inom EU ska större offentliga badplatser registreras som EU-bad. På dessa badplatser kontrolleras badvattnet regelbundet enligt vissa regler. Skyltar som visar kvaliteten på badvattnet ska finnas på alla EU-bad. I Sverige ska de badplatser som har mer än 200 badande per dag under badsäsongen registreras som EU-bad. Kommuner kan även frivilligt registrera och kontrollera övriga bad enligt reglerna. Om badet är ett så kallat EU-bad ska minst 3-4 prov tas under en badsäsong. Badsäsongen är i föreskriften fastställd till 21 juni – 20 augusti i Västra Götalands län. Resultaten finns redovisade i databas på Havs- och vattenmyndighetens hemsida.

Efter varje badsäsong görs en så kallad klassificering av badvattenkvaliteten för EU-bad. Då görs en sammanvägd bedömning av alla analysresultat för badet från de senaste fyra åren enligt kraven i badvattenförordningen. Klassificeringen är alltså en historisk bedömning av badvattenkvaliteten, som också ger en indikation om hur badvattnets kvalitet kan se ut framåt. Badvattnets kvalitet kan klassificeras som utmärkt, bra, tillfredsställande eller dåligt, se tabell 6-1.

***Tabell 6-1** De parametrar som omfattas av provtagning, bedömning samt klassificering av badvattenkvalitet enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten (HVMFS 2012:14, bilaga 3). Bedömningar av de fyra föregående åren sker utifrån percentilbedömningar av analysresultaten.*

Parametrar	Utmärkt kvalitet	Bra kvalitet	Tillfredsställande kvalitet
Intestinala enterokocker (cfu/100 ml)	200 (*)	400 (*)	330 (**)
Escherichia coli (cfu/100 ml)	500 (*)	1 000 (*)	900 (**)

(\*) Baserat på en 95-percentilsbedömning.

(\*\*) Baserat på en 90-percentilsbedömning

För bedömning av enskilda prover under aktuell badsäsong har Havs-och vattenmyndigheten tagit fram riktlinjer i Vägledning kring EU-bad, se tabell 6-2.

<sup>8</sup> [EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2006/7/EG](#) av den 15 februari 2006 om förvaltning av badvattenkvaliteten och om upphävande av direktiv 76/160/EEG

<sup>9</sup> [HVMFS 2012:14](#) Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten;

**Tabell 6-2** Halter (anges i cfu/100 ml) av *E. coli* respektive *Intestinala enterokocker* för nulägesbedömning av enskilda prov. (Havs- och vattenmyndigheten Vägledning kring EU-bad version 10)

Parameter	Tjänligt	Tjänligt med anmärkning	Otjänligt
<i>E. coli</i> (cfu/100 ml)	≤100	>100-1000	>1000
Intestinala enterokocker (cfu/100 ml)	≤100	>100-300	>300

Om vattnet bedöms som otjänligt måste badplatsen stängas av och en utredning genomföras. Bedömningen utförs och rapporteras löpande under badsäsongen till en databas som administreras av HaV.

## 6.2.2 Badvattenkvalitet – Lidan och Kinnevikens

### 6.2.2.1 Lidan

I hela vattendraget Lidan finns inga badplatser där respektive kommun rapporterar in resultat till Havs- och vattenmyndighetens databas. Från Ågårdsbron ner till utloppet i Vänern råder badförbud i Lidan med undantag enligt Allmänna lokala ordningsföreskrifter för Lidköpings kommun (fastställda av kommunfullmäktige senast reviderad 2019-06-17) enligt följande

*14 § Badande är inte tillåtet i Lidan från Ågårdsbron till och med utloppet i Vänern. Undantaget från detta förbud är Lidans västra sida (mot torget till) mellan Wennerbergsbron och Järnvägsbron. På denna sida av Lidan är bad tillåtet utmed kanten av Lidan. Badande är inte tillåtet från broarna inom området, detta omfattar samtliga broar från Ågårdsbron till utloppet i Vänern. Kommunens samhällsbyggnadsnämnd kan medge tillfälliga tillstånd till bad inom de områden där badförbud råder.*

Frågan kring ett undantag från badförbudet på en begränsad sträcka i Lidan väcktes på politisk nivå och föregicks av en riskanalys innan beslut fattades av kommunfullmäktige (2019). I såväl tjänsteskrivelsen som riskanalysen som föregick beslutet avråddes det från att ett undantag skulle medges. Av skrivelserna framgick att några regelbundna provtagningar av vattnets kvalitet inte utförs. Bedömningen att bad i Lidan är olämpligt grundar sig på att den bakteriologiska kvaliteten torde periodvis vara otjänlig samt att det dessutom är dåligt siktdjup och emellanåt mycket strömt i det aktuella området, vilket medför en stor olycksrisk. Trots detta beslutade kommunfullmäktige om ett undantag från badförbudet. Att bad inte är förbjudet ska däremot inte tolkas som att kommunen på något sätt uppmanar till bad inom aktuellt område.

### 6.2.2.2 Kinnevikens i Vänern

I Kinnevikens finns det åtta badplatser i Lidköpings och Götene kommuner där badvattenkvaliteten kontinuerligt följs upp (motsvarande EU-bad). På Havs- och vattenmyndighetens hemsida<sup>10</sup> redovisas klassificeringen av baden samt senaste provtagningens resultat mm. Efter varje badsäsong görs en så kallad klassificering av badvattenkvaliteten från en sammanvägd bedömning av alla analysresultat för badet från de senaste fyra åren enligt kraven i badvattenförordningen, se ovan. Klassificeringen är alltså en historisk bedömning av badvattenkvaliteten, som också ger en indikation om hur badvattnets kvalitet kan se ut framåt. Badvattnets kvalitet kan klassificeras som utmärkt, bra, tillfredsställande eller dåligt. Av de åtta badplatserna bedöms tre vara av utmärkt kvalitet samt tre ha

<sup>10</sup> (<https://www.havochvatten.se/badplatser-och-badvatten/kommuner-och-badplatser/kommuner/badplatser-i-lidkopings-kommun.html#>)

bra kvalitet. En badplats är ny och saknar därför bedömning då det inte finns fyra års provtagningar ännu. En av badplatserna bedöms ha dålig kvalitet, vilket enligt kommentarerna på hemsidan beror på att provtagningarna under 2019 utfördes på ett felaktigt sätt vilket medförde ett antal otjänliga prov som i sin tur resulterat i det dåliga klassificeringsresultatet. Sammanfattningsvis görs bedömningen att den bakteriologiska badkvaliteten i Kinnevikens är bra eller utmärkt enligt badvattenförordningen. Tendensen är att ju längre ut i Kinnevikens, dvs. ju längre bort från Lidans mynning, badplatsen är belägen så förbättras badvattenkvaliteten.

### 6.2.3 Dricksvattenkvalitet

Det är viktigt att råvattnet har så bra kvalitet som möjligt. Bra råvattenkvalitet gör det lättare att producera ett bra dricksvatten genom att beredningen i vattenverket kan göras enkel. I Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten är Rådets direktiv 98/83/EG om kvaliteten på dricksvatten implementerat. Råvatten faller inom miljöbalkens tillämpningsområde, men råvattnets beskaffenhet är avgörande för dricksvattnets säkerhet och kvalitet och påverkar även tillämpningen av 3 § SLVFS 2001:30. För att skydda viktiga råvattentillgångar kan länsstyrelsen eller kommunen, enligt 7 kap. 21 § miljöbalken, besluta om att inrätta vattenskyddsområden med särskilda föreskrifter.

#### 6.2.3.1 Råvattenintag för dricksvattenproduktion

Arbete pågår, i samarbete med Götene kommun, med att fastställa vattenskyddsområde i Kinnevikens för att skydda råvattentillgången för båda kommunernas råvattenintag. Lidköpings kommuns råvattenintag är beläget på Kinnevikens västra sida i höjd med Blänkåsa ca 7 km från Lidans mynning. Götene kommuns råvattenintag är beläget norr om Hällekis samhälle, dvs. längre norrut på Kinnevikens östra sida.

Kvaliteten på råvattnet i Lidköpings kommuns råvattenintag kontrolleras med avseende på mikrobiologi en gång per månad. Vid enstaka tillfällen kan halterna vara något förhöjda vilket sammanfaller med att vind- och strömningsförhållandena medfört påverkan från Lidan. I vattenverken behandlas råvattnet så att när det lämnar vattenverket har det dricksvattenkvalitet och är fritt från bakterier.

## 6.3 Halter i utgående renat vatten från nuvarande avloppsreningsverk sommaren 2020

### 6.3.1 Studier från andra avloppsreningsverk

Det finns relativt få studier utförda vid svenska avloppsreningsverk avseende reduktion av mikroorganismer förmodligen beroende på att det inte ställts några krav i tillståndsprövningar om regelbundna provtagningar. I ett examensarbete vid Uppsala Universitet och SLU<sup>11</sup> har provtagningar utförts vid två reningsverk i syfte att undersöka hur biologiska reningssteg reducerar indikatororganismerna E.coli och IE jämfört med slutreningsalternativen kontinuerligt sandfilter samt skivfilter. Vidare har i studien även recipientpåverkan beräknats för utspädning i recipienten samt faktorer som påverkar nedbrytningshastighet i recipienten, såsom ljusinstrålning, temp mm. Utgående halter från de båda reningsverken har varit i storleksordningen E.coli 5000 – 8000 CFU/100 ml och för IE 500-800 CFU/100 ml.

---

<sup>11</sup> Diana Arvidsson examensarbete SLU Uppsala Universitet 2019 [Utredning av avloppsprocessers påverkan på recipientens mikrobiologiska status](#)

### 6.3.2 Studie vid Lidköpings avloppsreningsverk under sommaren 2020

Under sommaren 2020 har provtagningar av indikatorbakterier gjorts i ingående respektive utgående avloppsvatten vid avloppsreningsverket vid sju tillfällen, se tabell 6-3. Vid två av dessa tillfällen togs även halter i Lidan, uppströms respektive nedströms nuvarande utsläppspunkt. Proverna för in- respektive utgående vid avloppsreningsverket har tagits ut som flödesproportionella dygnsprov. Övriga prov är tagna som stickprov. Analyserna har utförts av Eurofins enligt de ackrediterade metoder som används för bedömning av badvattenkvalitet (Intestinala enterokocker med Enterolert, E. coli med Colilert-metoden).

**Tabell 6-3** Provtagning av *Escherichia coli* och *Intestinala enterokocker* i inkommande orenat avloppsvatten respektive utgående renat avloppsvatten från befintligt avloppsreningsverk i Lidköping vid sju provtagningstillfällen under sommaren 2020. Vid två tillfällen har även analyser tagits uppströms respektive nedströms befintlig utsläppspunkt i Lidan.

Provtagnings-datum	<i>Escherichia coli</i> - (MPN <sup>12</sup> /100 ml)	Intestinala enterokocker - (MPN/100 ml)	<i>Escherichia coli</i> - (MPN/100 ml)	Intestinala enterokocker - (MPN/100 ml)
	<i>Inkommande</i>		<i>Utgående</i>	
2020-06-30	-	-	3050	< 10
2020-08-03	> 2420000	> 2420000	812	< 10
2020-08-13	> 2420000	> 2420000	1079	243
2020-08-26	> 2420000	> 2420000	12010	1036
2020-08-28	> 2420000	> 2420000	11970	> 2420000
2020-09-01	> 2420000	> 2420000	3644	784
2020-09-04	> 2420000	> 2420000	2475	306
	<i>Uppströms befintlig utsläppspunkt - Ågårdbron</i>		<i>Nedströms befintlig utsläppspunkt - Piren</i>	
2020-06-30	63 /21 *	70 /27*	172/328*	133/548*
2020-08-13	11**	<1**	57**	12**

\* två prover taget från strandkant, ömse sidor om Lidan

\*\* ett prov taget från strandkant, Ågårdbron östra sidan, Piren västra sidan

Vid analyseringen har det laboratoriet gjort en spädningsserie för de analyserade proverna enligt ovan. Trots spädningsserierna har antalet bakterier i inkommande orenat avloppsvatten inte kunnat fastställas då antalet överskridit gränsen för möjlighet att antalsbestämning. Utgående halter av E.coli från verket har kunnat bestämmas i samtliga sju prover. Beträffande halterna av Intestinala enterokocker (IE) är analysresultaten mer svårtydda. Vid två av analystillfällena har inga IE kunnat analyseras och vid ett tillfälle har halterna överskridit gränsen för möjlig antalsbestämning.

### 6.4 Reduktion vid ozoneringsanläggning

Då tekniken är ny är det få ozoneringsanläggningar för läkemedelsrening som varit igång under någon längre tid och där driftserfarenheter vunnits. Ett införande av en ozoneringsanläggning förväntas inte bara att reducera läkemedelsrester utan även bakterier/vattenburna mikroorganismer.

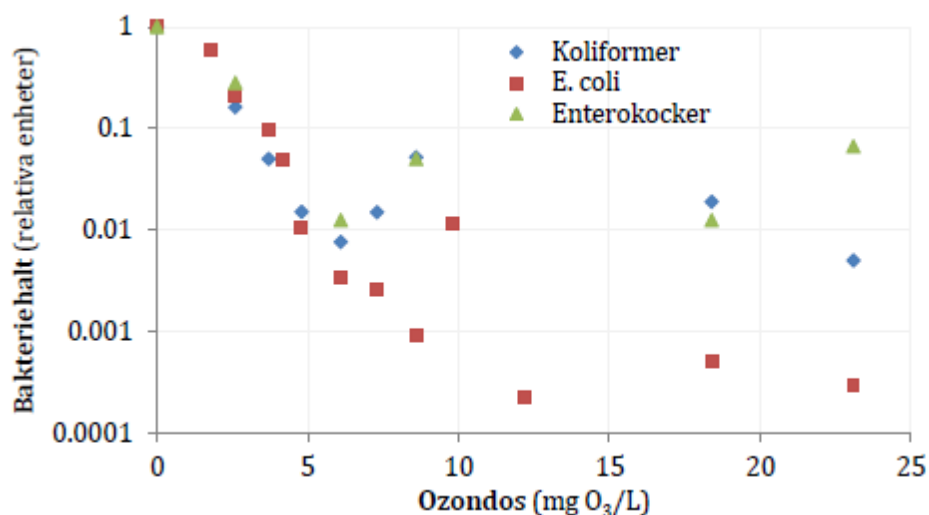
Inför införandet av läkemedelsrening via ozon vid Nykvarns avloppsreningsverk i Linköpings kommun genomfördes en pilotstudie där även ozonets bakteriereducerande effekt mättes<sup>13</sup>, se figur 6-1. Halterna före ozonsteget varierade kraftigt, för koliforma bakterier från 250 000 till > 2 400 000

<sup>12</sup> MPN resp. CFU är jämförbara storheter, olika odlingssubstrat

<sup>13</sup> [IVL-rapport B 2218 Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten](#)

cfu/100 ml, för E. coli från 20 000 till 920 000 cfu/100 ml och för enterokocker från 120 till >2 000 cfu/100 ml.

Minskningen av E. coli var dosberoende ner till ca 3,5 log, men tycktes sedan plana ut så att en fördubblad ozondos inte påverkade resultatet. Resthalten var då ca 50 cfu/100 ml. Minskningen av totala koliformer och enterokocker var betydligt sämre, inte mer än ca 2 log som bäst. Resthalterna var då i storleksordningen 10 000 respektive några enstaka cfu/100 ml.



Figur 6-1 Minskning i bakteriehalt (relativa enheter) vid olika ozondoser. Halt efter jämfört med halt före ozonbehandling (IVL-rapport B 2218 Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten).

I Växjö pågår arbete med att installera läkemedelsrening med ozonering på Sundets reningsverk. I pilotstudierna har påtaglig reduktion av bakterier kunnat påvisas, se tabell 6-4.

Tabell 6-4 Reduktion av bakterier i pilotstudie inför införande av läkemedelsrening med ozonering vid Växjö avloppsreningsverk (pers. med. laboratoriechef Jeanette Lindberg)

	Enheter	Vecka 28		Vecka 33	
		Före	Efter	Före	Efter
Ozondos	g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	6,1		7,9	
Ozondos/DOC	g O <sub>3</sub> /g DOC	0,81		1,2	
Suspenderade ämnen	mg/l	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
BOD <sub>7</sub>	mg/l	<3	<3	<3	<3
DOC	mg/l	11	10	9,5	8,3
E.coli	MPN/100ml	1 600	11	2 200	<1
IE	cfu/100ml	130	<1	200	53
Uppehållstid	min		11,3		11,7

## 6.5 Påverkan på badvattenkvaliteten vid utsläpp i Lidan

### 6.5.1 Halter av E.coli och Intestinala enterokocker (IE) i beräkningarna

Som utgångspunkt för beräkningarna används max halten av E.coli, 12 010 (MPN/100 ml) i utgående renat avloppsvatten från sommarens provtagningar, se tabell 6-3 ovan. För IE har de två prover med analyserade halter under detektionsgränsen (<10 MPN/100 ml) samt det prov där halten överskred det värde där bedömning av antal var möjligt (> 2420000 MPN/100 ml) uteslutits i den fortsatta



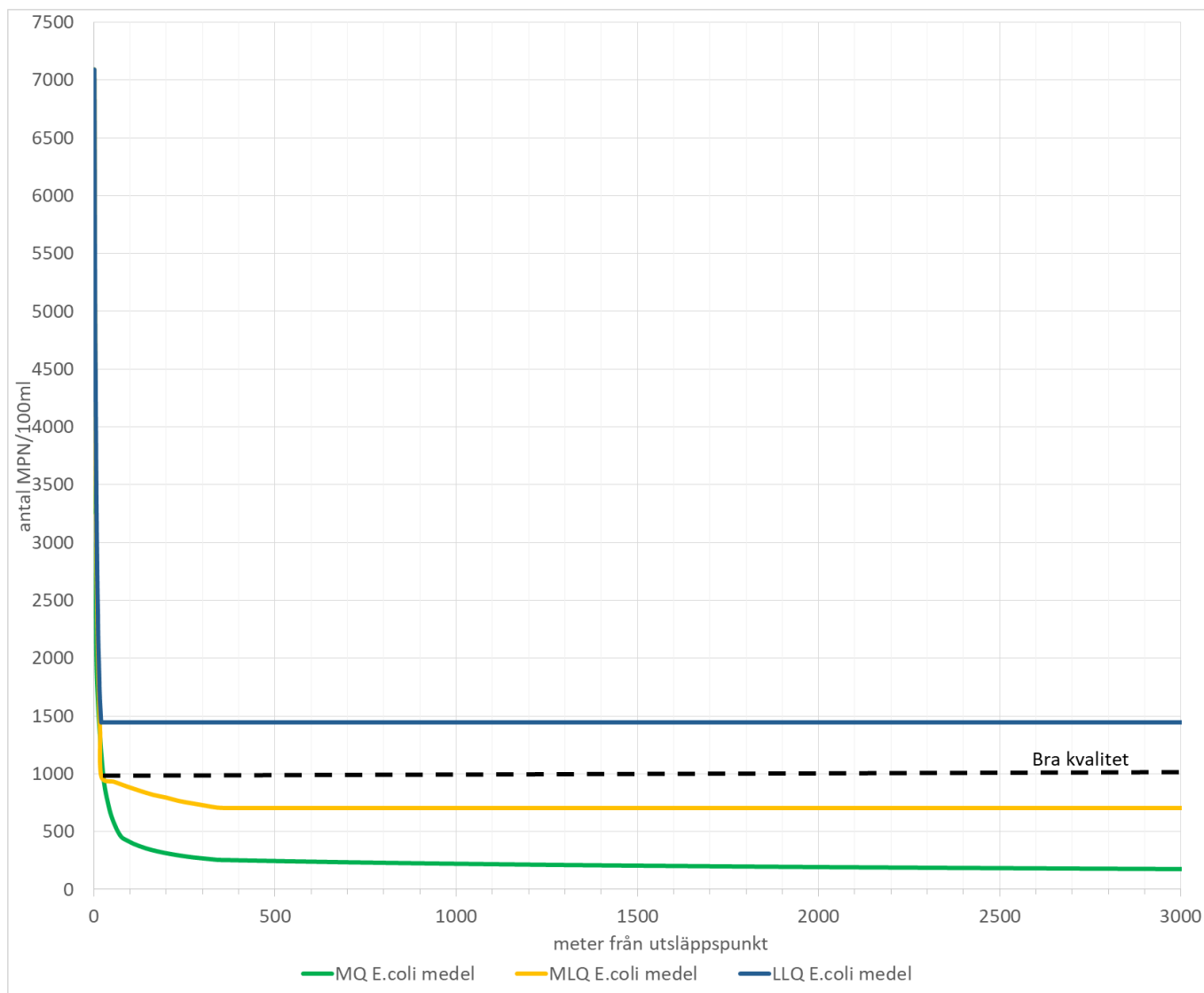
analysen. Max uppmätta värdet för resterande fyra provtagningar dvs. IE 1036 (MPN/100 ml) används i den fortsatta analysen.

Som bakgrundshalter i Lidan, uppströms utsläppspunkten, används på motsvarande sätt uppmätta max halter dvs. E.coli, 63 (MPN/100 ml) och IE 70 (MPN/100 ml).

I nedanstående redovisade beräkningar ingår endast effekten av utspädning i Lidan. Avdödning av indikatorbakterier till följd av UV-ljus (solljus), temperatur, tid m.fl. faktorer har inte beaktats i beräkningarna. Beräkningarna förutsätter även att utsläppet sker direkt till Lidan, dvs. Ängsbäckens reducerande inverkan har inte beaktats.

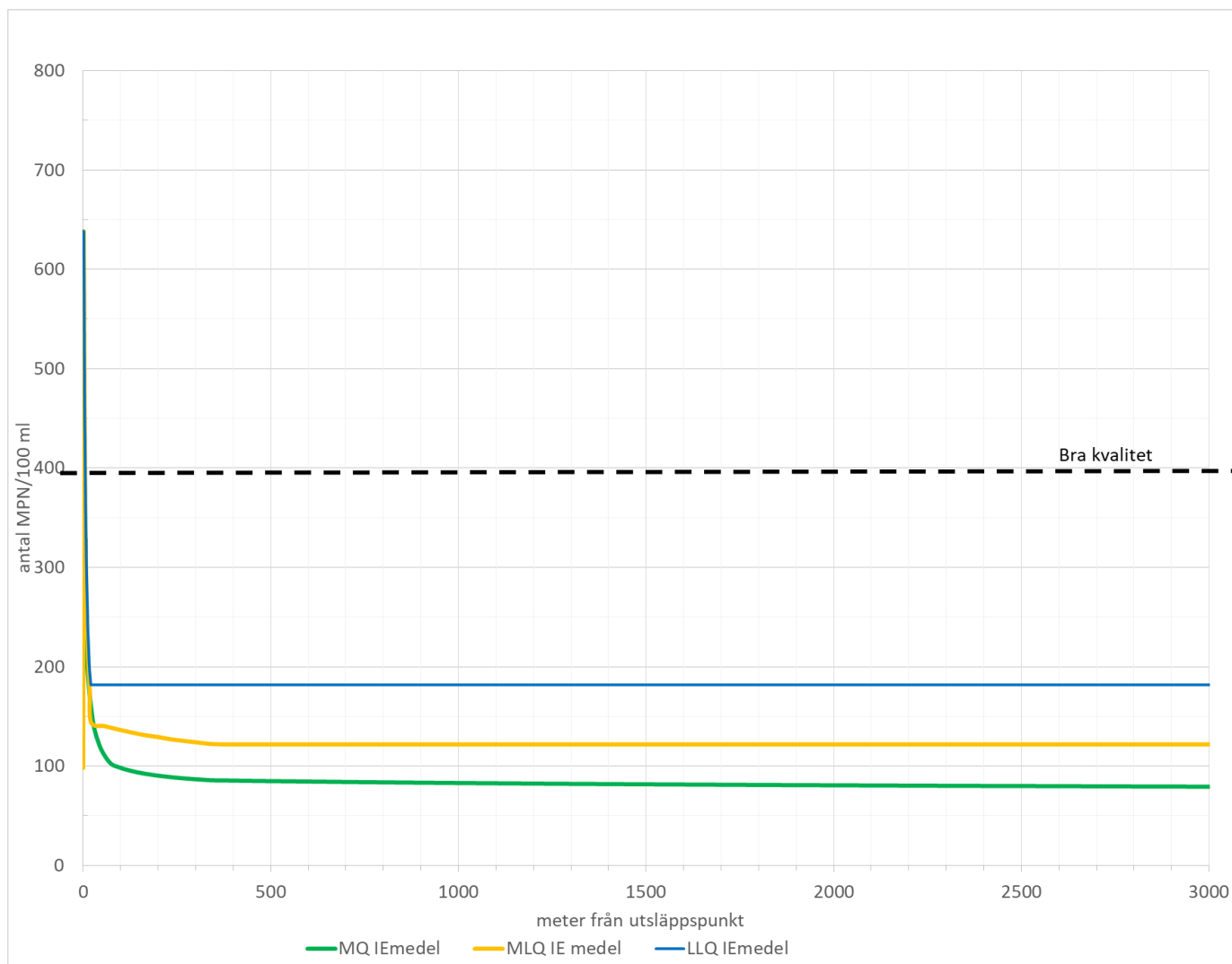
#### 6.5.2 Nuvarande reningsmetoder

Beräkningar har gjorts för ett scenario där ingen specifik behandling av utgående vatten från avloppsreningsverket sker med avseende på reduktion av smittämnen, dvs. ett scenario med den reduktion som sker vid befintligt avloppsreningsverk med konventionella reningssteg. Beräkningarna nedan inkluderar inte eventuella bräddningar utan endast det avloppsvatten som passerat avloppsreningsverket. Flödet är i modellen satt till 0,17 m<sup>3</sup>/s. Av figur 6-2 framgår att halten E.coli understiger 1000 MPN/100 ml, dvs. bra kvalitet enligt badvattenföreskrifterna (se tabell 6-1 ovan), nås ca 25 m nedströms utsläppspunkten vid medelvattenflöde (MQ 20 m<sup>3</sup>/s). Vid medellågvattenflöde (MLQ 3 m<sup>3</sup>/s) uppnås bra kvalitet ca 30 m nedströms utsläppspunkten. Vid lägsta lågvattenföring (LLQ 1,3 m<sup>3</sup>/s) uppnås inte nivån för bra kvalitet i Lidan utan först när en större spädning i Väneren möjliggörs. Analys av data från 2004–2019 visar att flöden lägre än 1,3 m<sup>3</sup>/s har inträffat endast 0,8 % av dagarna under perioden. De flesta av dessa dagar inträffade under den extremt torra sommaren 2018. Flöden i paritet med LLQ är per definition något som inträffar mycket sällan.



**Figur 6-2** Escherichia coli, utspädning av utgående renat avloppsvatten (12 010 MPN/100 ml) med bakgrundshalter i Lidan (63 MPN/100 ml). Spridningsberäkningar enligt Cormix beräknade för delavrinningsområde 4315 i SMHI S-hype. MQ m<sup>3</sup>/s avser medelvärdet av dygnsvattenföringen. MLQ avser medelvärdet av varje års lägsta dygnsvattenföring. LLQ är den lägsta lågvattenföringen. Beräkningarna har genomförts för ett framtida dygnsflöde på 14 900 m<sup>3</sup> (0,17m<sup>3</sup>/s) från avloppsreningsverket.

Av figur 6-3 framgår att halten Intestinala enterokocker (IE) understiger halten 400 CFU/100 ml, motsvarande kvaliteten bra enligt föreskrifterna, för samtliga beräknade flöden inom ca 10 m från utsläppspunkten.



**Figur 6-3** Intestinala enterokocker, utspädning av utgående renat avloppsvatten (1036 MPN/100 ml) med bakgrundshalter i Lidan (70 MPN/100 ml). Spridningsberäkningar enligt Cormix beräknade för delavrinningsområde 4315 i SMHI S-hype. MQ m<sup>3</sup>/s avser medelvärdet av dygnsvattenföringen. MLQ avser medelvärdet av varje års lägsta dygnsvattenföring. LLQ är den lägsta lågvattenföringen. Beräkningarna har genomförts för ett framtida dygnsflöde på 14 900 m<sup>3</sup> (0,17m<sup>3</sup>/s) från avloppsreningsverket.

### 6.5.3 Framtida rening vid Ängens avloppsreningsverk inklusive ozonering

Utgående halter av mikroorganismer/potentiella smittämnen (bakterier, virus, parasiter m.fl.) från Ängens avloppsreningsverk kommer att vara avsevärt lägre än vid nuvarande verk, sammanfattningsvis beroende på följande faktorer

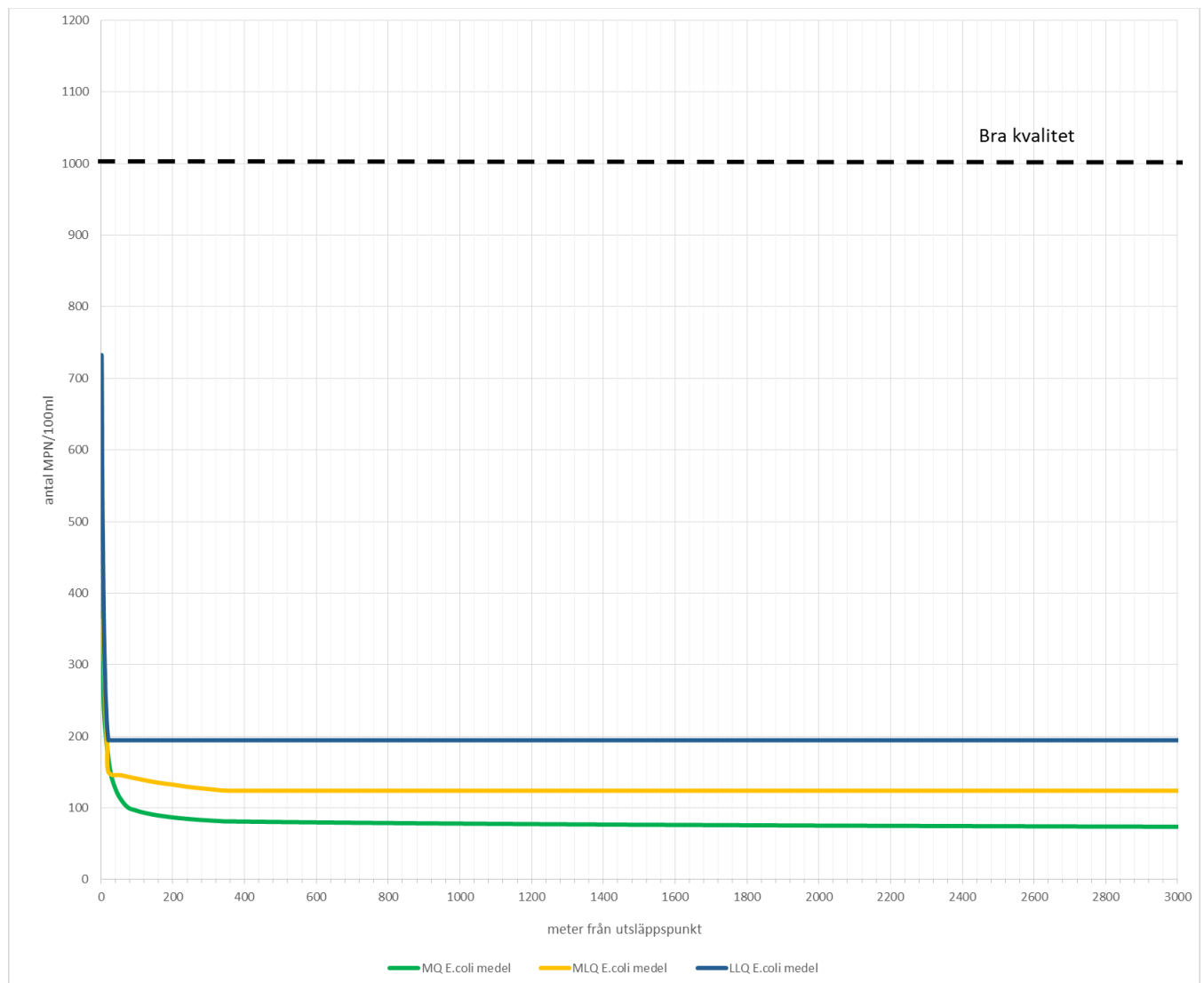
- bättre hydraulisk kapacitet vilket medger en ökad uppehållstid i verket och ökad slamålder. Detta bidrar till ökad biologisk aktivitet som i sin tur medför ökad nedbrytning av oönskade mikroorganismer,
- ozoneringen, vars huvudsakliga syfte att reducera läkemedelsrester, har även en reducerande effekt på mikroorganismer. Det finns pilotstudier som visar att koliforma bakterier och E. coli kan reduceras avsevärt genom ozonering,
- behandling i skivfilter vilket reducerar partiklarna och därmed har en reducerande effekt av de partikelbundna bakterierna.

Då den hydrauliska kapaciteten utökas minskar bräddningarna avsevärt vid verket (samt på nätet). Om alternativ medges där Ängsbäcken kommer till stånd så kommer även en bakteriereduktion att ske i Ängsbäcken pga. uppehållstid samt solinstrålning (avdödande UV-ljus).

Med en konservativ bedömning av de pilotförsök som redovisats ovan under punkten 4.3 utgår beräkningarna nedan från ett scenario där 90 % rening uppnås för såväl E.coli som IE. Detta innebär att utgående halter av E.coli sätts till 1200 och IE till 104 MPN/100 ml.

Av figur 6-4 nedan framgår att beträffande E.coli uppnås den halt, <1000 CFU/100 ml som bedöms utgöra bra kvalitet enligt EU:s badvattendirektiv, uppnås i direkt anslutning till utsläppspunkten vid såväl medel- och lågvattenflöden.

För IE uppnås halter under < 400 MPN/100 ml i det utgående vattnet från avloppsreningsverket.



**Figur 6-4** Escherichia coli, utspädning av utgående renat ozonbehandlat avloppsvatten (1201 MPN/100 ml) med bakgrundshalter i Lidan (63 MPN/100 ml). Spridningsberäkningar enligt Cormix beräknade för delavrinningsområde 4315 i SMHI S-hype. MQ m<sup>3</sup>/s avser medelvärdet av dygnsvattenföringen. MLQ avser medelvärdet av varje års lägsta dygnsvattenföring. LLQ är den lägsta lågvattenföringen. Beräkningarna har genomförts för ett framtida dimensionerande dygnsflöde på 14 900 m<sup>3</sup> (0,17m<sup>3</sup>/s) från avloppsreningsverket.

#### 6.5.4 Bräddningar

När flödet på ledningsnätet eller i reningsverket överstiger kapaciteten kan avloppsvattnet ledas direkt ut i recipienten utan rening vilket kallas att vattnet bräddas. Den vanligaste orsaken till bräddning är kraftiga regn. Driftproblem och tillfälliga avbrott i reningsverk eller pumpstationer kan också vara en anledning till att avloppsvattnet bräddas. Bräddat vatten på ledningsnät förväntas innehålla lika mycket indikatorbakterier som det orenade avloppsvattnet som leds i verket. Det vatten som bräddas vid verket har genomgått mekanisk rening där en viss reduktion sker. Av tabell 4 ovan framgår att såväl E.coli som IE överstiger detektionsgränsen i det orenade avloppsvattnet. För att belysa bräddningens effekter kan vid ett scenario där utgående halter av E.coli i bräddat vatten vid verket ansätts till 100 000 MPN/100 ml, vilket är en nivå som uppmätts i det examensarbete som refererats ovan. Om halten av E.coli, efter ozonbehandling sätts till 1200MPN/100 ml så innebär detta att 1 m<sup>3</sup> bräddat vatten innehåller i storleksordningen lika stor mängd bakterier som drygt 80 m<sup>3</sup> renat avloppsvatten. Det nya verket kommer att öka den hydrauliska kapaciteten och därigenom minska bräddningarna är därför mycket angeläget ur smittskyddssynpunkt.

#### 6.6 Möjlig exponering

I kommunens bemötande (aktbil. 74) av Folkhälsomyndighetens yttrande (aktbil. 71) redogörs för möjliga exponeringsvägar. Det finns ingen risk för aerosolbildning eller vattenstänk då Lidan rinner genom stadskärnan, eftersom det inte finns något överfall (samma nivå i Lidan resp. Vätern) eller strypning av flödet (t.ex. under brofästen) som kan ge häftig uppbromsning. I Lidan placeras kommunen under sommartid ut en fontän som möjligen skulle kunna ge upphov till aerosol vid mycket ogynnsamma betingelser. Risken för exponering av smittämnen för människor som promenerar/vistas längs strandkanten eller som vistas på uteserveringar i stadskärnan bedöms sammanfattningsvis vara obefintlig. En viss småbåtstrafik och kanoting förekommer på Lidan. Kanotklubben i Lidköping har sin verksamhet belägen söder om Ågårdsbron. Under samrådsskedet presenterades en utsläppspunkt som låg uppströms deras verksamhet. Efter att kanotklubben framfört sina synpunkter flyttades utsläppspunkten till norr om Ågårdsbron. Kanotklubben har därefter inte haft några synpunkter på utsläppspunkten. För båtlivet bedöms exponeringen av smittämnen som försumbar.

#### 6.7 Slutsatser – mikrobiell påverkan

Efter ozonbehandling kommer spridningsplymen innehållande halter av indikatorbakterier att redan efter ett fåtal meter nedströms utsläppspunkten uppnå bra kvalitet enligt kriterierna i badvattendirektivet. Det är viktigt att påpeka att klassning enligt badvattendirektivet förutsätter fyra års provtagningar samt att värdena ska innehållas i 90 % av proven vilket naturligtvis ger en betydligt bättre säkerhet. Studien visar emellertid på att under förhållanden då allt inkommande vatten kan behandlas i verket så reduceras halterna av indikatorbakterier till nivåer som är acceptabla i recipienten. Det är dessutom mycket angeläget att minska bräddningar vid verket och ledningsnätet då dessa utgör en påtaglig risk för förhöjda halter av bakterier, virus och andra mikroorganismer i utgående vatten.

Risken för exponering av smittämnen från det renade avloppsvattnet via Lidans vatten är försumbar och kommer inte att motverka kommunens intentioner i översiktsplanen beträffande den långsiktiga utvecklingen av Lidan och dess miljö för fritid och rekreation. Inte heller påverkas det som av domstolen benämns ”upplevd sundhet och trevnad i Lidköpings tätort”.

## 7 Läkemedelsrening

### 7.1 Miljökvalitetsnormer – Särskilda förorenande ämnen

I bedömningen av ekologisk status ingår kvalitetsfaktorn ”särskilda förorenande ämnen” (SFÄ). Dessa ämnen är inte desamma som vid klassificering av kemisk status, utan varje EU-land kan ta fram bedömningsgrunder för ytterligare ämnen som släpps ut i betydande mängd. I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVFMS 2019:25) finns bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen fastställda för ett antal ämnen däribland fyra läkemedelsrester - Ciprofloxacin, Diklofenak och de två hormonerna 17-beta-östradiol och 17-alfa-etinylöstradiol se tabell 7-1 nedan. För att uppnå god ekologisk status måste halterna av dessa läkemedel i recipient vara lägre än respektive bedömningsgrund. För aktuella vattenförekomster, dvs. Lidan-LL och Vänern –Värmlandssjön är inte några statusklassningar gjorda avseende de aktuella läkemedelsresterna.

### 7.2 Analysmetoder för läkemedelsrester är under utveckling

Analysmetodiken kring läkemedelsrester i avloppsvatten är under utveckling. Att analysera avloppsvatten avseende denna typ av ämnen i mycket låga halter är en stor utmaning. De flesta analyslaboratorierna har ännu inte kunnat ackreditera analysmetoder för denna typ av analyser annat än för vissa parametrar.

En av Europas största laboratoriekoncerner (Eurofins) har numera ackrediterade analysmetoder av de läkemedel som Havs- och vattenmyndigheten reglerat som SFÄ för bedömning av ekologisk status.

**Tabell 7-1** Mätosäkerhet och rapporteringsgräns, ackrediterade analysmetod ([Eurofins](#) analys kod PRZWM) i jämförelse med bedömningsgrunderna för SFÄ-ämnena

	<b>Mätosäkerhet (+/-)</b>	<b>Rapporteringsgräns ng/l</b>	<b>Bedömningsgrund SFÄ HVFMS 2019:25 ng/l</b>
17-beta-östradiol (E2)	28 %	5	0,4*
17 $\alpha$ -Ethinylestradiol (EE2)	35 %	1	0,035*
Ciprofloxacin	38 %	50	100**
Diklofenak	46 %	5	100*

\* årsmedelvärde \*\* maximal tillåten koncentration

För 17-beta-östradiol är laboratoriets rapporteringsgräns 5 ng/l, att jämföra SFÄ på 0,4 ng/l. För 17-alfa-etinylöstradiol) är rapporteringsgränsen 1 ng/l att jämföra med SFÄ på 0,035 ng/l. För Ciprofloxacin och Diklofenak är rapporteringsgränserna under de fastställda bedömningsgrunderna. Detta betyder att det i dagsläget inte finns ackrediterade analysmetoder att tillgå för att kunna bedöma huruvida de fastställda SFÄ -värdena för hormoner kan innehållas. Endast för Ciprofloxacin och Diklofenak är detta möjligt. Det ska dock observeras att mätosäkerheten är mycket stor.

### 7.3 Analyser av läkemedelsrester

Mätningar av läkemedelsförekomst har utförts vid två tillfällen under 2017 (IVL) samt vid fyra tillfällen under 2019 - 2020 av in- resp. utgående vatten till nuvarande avloppsreningsverk (SLU). Vid den senare studien har även motsvarande analyser utförts på inkommande råvatten till vattenverket.

Under 2017 genomförde även Vänerens vattenvårdsförbund en råvattenkampanj där bl.a. SFÄ-ämnen analyserades. Råvattenintaget är beläget i Kinnevik, Väner. Den senaste studien, med mer omfattande provtagningarna, har skett inom ramen för ett projekt mellan vattenvårdsförbunden för Väner, Vättern och Mälaren i samarbete med Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Havs- och vattenmyndigheten samt EU-projektet LIFE IP Rich Waters. Provtagning har skett av läkemedelsrester, PFAS och en del andra organiska miljögifter som härrör från mänsklig verksamhet. Resultaten av den senare studien har inte publicerats varför riskbedömningen i allt väsentligt görs utifrån den tidigare studien från 2017.

**Tabell 7-2** Analysresultat från de mätningar som genomförts 2017 respektive 2019–2020 i ingående vatten (IN) respektive utgående renat avloppsvatten från avloppsreningsverket (UT) i jämförelse med bedömningsgrunderna för de särskilda förorenande ämnena avseende läkemedelsrester

Substans	IVL, mätningar 2017			Mätningar 2019–2020 (preliminära resultat)			Bedömningsgrunder SFÄ HVFMS ng/l
	IN, ng/l	UT ng/l	Rening	IN, ng/l	UT ng/l	Rening	
<b>Hormoner</b>							
17-beta-östradiol (E2)	30,95	<LOD		Kunde inte analyseras pga. störningar i metoden			0,4*
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	Detekterad men inte kvantifierad	<LOD		Kunde inte analyseras pga. störningar i metoden			0,035*
<b>Övriga läkemedelsrester</b>							
Diklofenak	1300	980	25 %	1170	1055	10 %	100 *
Ciprofloxacin	90	2	98 %	Kunde inte analyseras pga. störningar i metoden			100**

\* årsmedelvärde \*\* maximal tillåten koncentration <LOD: ej detekterbar i provet

Som framgår av tabell 7-2 så är det inte möjligt att dra några säkra slutsatser beträffande hormonerna på grund av svårigheter att analysera på denna låga nivå. Ciprofloxacin ser ut att ha lägre halter i inkommande vatten till avloppsreningsverket än bedömningsgrunden. Dessutom sker en hög procentuell reduktion i avloppsreningsverket, varför utgående halter ligger långt under bedömningsgrunden. Diklofenak har kunnat analyseras i båda studierna och reduktionen i nuvarande avloppsreningsverk är låg och halterna i utgående vatten överstiger bedömningsgrunden med ca 10 ggr.

Analyser av läkemedelsrester i råvatten kan ge en indikation på förekomsten i Kinnevik. I Lidan finns så vitt kommunen känner till inga analyser utförda av läkemedelsrester. I råvattenundersökningen från 2017 kunde inga halter av 17-beta-östradiol (detektionsgräns <20 ng/l) eller 17-alfa-etinylöstradiol (detektionsgräns <30 ng/l) påvisas. Detektionsgränserna i undersökningen låg emellertid avsevärt högre än de fastställda bedömningsgrunderna (SFÄ-värden). Ciprofloxacin analyserades inte medan analysen av Diklofenak visade <10 ng/l, vilket var under detektionsgränsen och även under bedömningsgrunden.

I de preliminära resultaten för den senaste studien har detektionsgränserna sänkts, dvs. analysmetoderna har förbättrats, och halterna i råvatten från Kinnevik i Väner var lägre än detektionsgränserna för Diklofenak <1,1ng/l och Ciprofloxacin <10 ng/l medan hormonerna inte kunde analyseras pga. störningar i metoderna. Slutsatserna är att halterna i Kinnevik-Väner inte torde överskrida bedömningsgrunderna avseende Diklofenak och Ciprofloxacin. Beträffande de två hormonerna går det inte att dra några slutsatser på grund av bristande analysmetodik.

## 7.4 Riskbedömning och platsspecifik miljönytta

Av de fyra läkemedelsresterna är det således endast aktuellt att göra en grundläggande riskbedömning för Diklofenak. Riskbedömningen bygger på en metod som har använts vid riskbedömningar i pilotstudier av läkemedelsrening vid Linköpings avloppsreningsverk<sup>14</sup>, SYVAB Himmerfjärdsverket<sup>15</sup> samt motsvarande undersökningar vid avloppsreningsverk i Ullared<sup>16</sup>. Riskbedömningen i ovan nämnda studier bygger på att riskkvoten, den s.k. EC/PNEC –kvoten beräknas i recipienten. EC är den beräknade halten i recipienten, dvs. koncentrationen i utgående vatten från avloppsreningsverket delat med utspädningen i recipienten. PNEC baseras på NOEC (No Effect Concentration) och en säkerhetsfaktor<sup>17</sup>. Hög risk för oönskade effekter i dessa studier anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 är risken måttlig, och en riskkvot <0,1 medför en låg risk.

Till skillnad från den ovan beskrivna metoden där ett speciellt framtaget PNEC<sup>17</sup> används i beräkningen av riskkvot (EC/PNEC) har i nedanstående riskbedömning halten i bedömningsgrunden (SFÄ-värdet) för Diklofenak använts i täljaren (EC/SFÄ).

**Tabell 7-3** Förenklad riskbedömning genom beräkning av riskkvot EC/SFÄ -kvoten i recipienten. EC är den beräknade halten i recipienten, dvs. koncentrationen i utgående vatten från avloppsreningsverket delat med utspädningen i recipienten

	Koncentration i utgående vatten, ng/l	Utspädning i recipienten, ggr		SFÄ ng/l	Riskkvot	
		Lidan MQ maximal spädning totalomblandning	Vänern		Lidan	Vänern
Diklofenak	1000	117	>1000	100	<0,1	<<0,1

Vid utsläpp till Vänern bedöms riskkvoten vara mycket låg. Bakgrundshalten av Diklofenak i Vänern torde också vara mycket låg enligt de indikativa analyser som redovisats ovan. Även för Lidån bedöms riskkvoten som låg. För Lidån finns inga uppgifter om bakgrundshalten men med tanke på att renat avloppsvatten från andra reningsverk och enskilda avlopp leds ut i Lidån kan det inte uteslutas att det finns påvisbara halter.

Det finns således i nuläget ingen påvisad platsspecifik miljönytta med avseende på krav av rening av läkemedelsrester varken om utsläppspunkten mynnar i vattenförekomsten Lidån – LL eller om den mynnar i Vänerns vattenförekomst.

## 7.5 Teknikmognad för läkemedelsrening

Det pågår forsknings- och utvecklingsarbete i såväl Sverige som inom EU avseende tekniska lösningar och bedömningar av platsspecifik miljönytta. Tekniken är ännu under utveckling och för att komma framåt i denna utveckling behövs frivilliga fullskaleanläggningar med statligt stöd. Svenskt Vatten, branschorganisationen för landets vatten- och avloppsreningsverk, har med anledning av detta ärende skrivit ett underlag om avancerad rening, se bilaga B, där det redogörs för branschens

<sup>14</sup> [IVL-rapport B 2218](#) Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten

<sup>15</sup> Syvab [Förstudie läkemedelsrening Syvab, 2019-10-31](#)

<sup>16</sup> Förstudie LÄKEMEDELSRENING VID ULLARED RENINGSVERK Utredning om behov och möjligheter för utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar [IVL rapport nr C 468](#)

<sup>17</sup> Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances ACES report 36 Marlene Ågerstrand Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES) Stockholm University



samlade syn i dagsläget. Av denna framgår bl.a. att *”För att avancerad rening av det här slaget ska kunna utvecklas så att den senare kan introduceras och tillämpas som bästa möjliga teknik behöver fullskalig avancerad rening först tillåtas komma till stånd på frivillig väg. Behovet av fullskaleprojekt för att nå dit bekräftas av att staten och EU ger ekonomiskt stöd till sådana, t.ex. till Lidköping. Det skulle EU inte göra om konkurrensförhållandena på den gemensamma marknaden hade riskerat att rubbas genom stöd för lagefterlevnad. EU har meddelat en förordning om när statsstöd får lämnas.”*

I Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:7, Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten, framgår att genom regeringens satsning och arbetet i de olika redovisade projekten har det skapats en mycket stark plattform att bygga vidare på för införande av avancerad rening vid svenska avloppsreningsverk. Det understryks emellertid i rapporten att en avsevärd del standardiserings- och utvecklingsarbete återstår, att det inte finns någon kravbild att förhålla sig till samt att det bör genomföras fler exponeringsstudier och justeringar av reningsprocessen. Kommunens uppfattning är att även regeringens införande av bidrag till investeringar i teknik eller förstudier genom förordning (2018:495) om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester, talar för att det behövs ytterligare erfarenheter för svenska förhållanden innan denna typ av villkor och utredningskrav (se punkt 8 nedan) kan krävas. Det kan inte heller uteslutas att kommunen går miste om det bidrag som Naturvårdsverket beviljat (13,5 mkr) om införandet av läkemedelsreduktion ställs som krav i villkor då det strider mot 3 § i ovan nämnda förordning.

#### 7.6 Slutsatser beträffande införande av läkemedelsrening

Tekniken för läkemedelsrening är under utveckling och teknikmognaden är låg. Analysmetodiken behöver också utvecklas för att man med säkerhet ska kunna säkerställa effekter av olika reningsmetoder samt påverkan på recipienten. Det finns inte några fastställda miljökvalitetsnormer avseende SFÅ och läkemedelsrester för de aktuella recipienterna. Det kan inte heller styrkas att det i dagsläget finns någon platsspecifik miljönytta att installera läkemedelsrening.

Kommunen anser det vara av stort värde att kunna bidra till utvecklingen av teknik för läkemedelsrening. I takt med att olika organiska föroreningarnas miljöstörande effekter påvisas kommer behovet av reningsteknik att öka. Kommunen planerar därför att installera läkemedelsrening som ett led i den innovativa utvecklingen under förutsättning att den yrkade utsläppspunkten i Lidan medges och projektet inte fördröjas genom kostnadsdrivande ledningsdragningar ner till hamnområdet.

#### **Bilaga**

1. RISE - PM Resultat från processimulering av Ängens planerade avloppsreningsverk  
2020-09-30