

BILAGA M6, RECIPIENTUTREDNING LOMMABUKTEN

2023-05-30

Version 2.0



Innehåll

Bilaga M6 Recipientutredning Lommabukten innehåller rapporter som beskriver recipienten samt påverkan på recipienten inom projekt MAXIMA.

Bilaga M6 Recipientutredning Lommabukten

Bilaga M6.1 Miljöstatus för ytvatten

Bilaga M6.2 Sjölunda avloppsreningsverk nutid och nollalternativ

Bilaga M6.3 Sjölunda avloppsreningsverk alternativ punkt P6B P6C



BILAGA M6

RECIPIENTUTREDNING

LOMMABUKTEN

MAXIMA
Projekt tillstånd
Tillståndshandling
Miljöbalken

2023-05-30

Slutversion



Titel: Bilaga M6 Recipientutredning Lommabukten

Status: Slutversion

Kontaktperson: Lena Hellberg, Maxima, VA SYD

Dokumenttyp: Underlagsrapport

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6-001

Upprättad av: WSP Sverige AB

Författare: Peter Jonsson

Datum: 2023-01-30

Reviderad av: WSP Sverige AB

Författare: Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg

Utgåva: 3.0

Datum: 2023-05-30

Revisionshistorik i tabell

Datum	Utgåva	Orsak till revidering	Utfört av
2023-05-30	3.0	Slutversion	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2023-05-09	2.95	Revidering av rapport, korrigerig av resultat ifrån modellering av BOD ₇ för nollalternativet.	Erica Svensson WSP Sverige AB
2023-04-12	2.9	Justerad och klar för datering	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2023-03-22	2.8	Granskningshandling extern, exklusive läkemedelsrening	VA SYD
2023-03-21	2.7	Granskningshandlingintern	Peter Jonsson, WSP Sverige AB
2023-03-20	2.1	Revidering av rapport, läkemedelsrening utgår	Erica Svensson, WSP Sverige AB
2023-03-16	2.0	Slutversion, inklusive läkemedelsrening	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2023-03-01	1.95	Tillgänglighetsanpassad	Erica Svensson Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2023-01-30	1.9	Justerad och klar för datering	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2023-01-23	1.8	Granskningshandling extern	VA SYD
2023-01-12	1.7	Granskningshandling intern	Peter Jonsson, WSP Sverige AB
2023-01-11	1.1	Revidering i omtaget	Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2022-03-11	1.0	Slutgiltig handling inklusive tunnel från Lund	Lisa Lindberg, Peter Jonsson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB

Innehållsförteckning

1	Sammanfattning	4
2	Inledning	1
2.1	Syfte.....	2
2.2	Scenarier.....	2
2.2.1	Nutid (befintliga utsläppspunkter)	4
2.2.2	Nollalternativ (befintliga utsläppspunkter)	4
2.2.3	P6B (ny utsläppspunkt).....	4
2.2.4	P6C (ny utsläppspunkt).....	4
2.3	Lagstiftning	4
2.3.1	Miljö kvalitetsnormer för ytvatten	4
2.3.2	Natura 2000, naturreservat och skyddade arter	5
2.3.3	Badvattendirektiv	6
3	Lommabukten.....	7
3.1	Vattenförekomster	7
3.1.1	Lommabukten	8
3.1.2	Malmö Hamnområde	11
3.2	Skyddade områden och arter	13
3.2.1	Områdesskydd.....	15
3.2.2	Skyddade arter och miljöer	18
3.3	Badplatser.....	21
4	Metod	22
4.1	Avgränsning	22
4.2	Beräkningsmodell för predikerad framtida miljöbelastning.....	23
4.3	Analys av hur en utbyggnad av Malmö hamn skulle påverka spridningsmodelleringen	24
4.4	Utvärdering av miljöpåverkan	24
4.5	Insamling av information.....	27
4.6	Presentation av resultat	27
5	Resultat.....	28
5.1.1	Näringsämnen	28
5.1.2	Syrgasförbrukning.....	33
5.1.3	Särskilda förorenande ämnen, prioriterade ämnen och läkemedelssubstanser.....	33
5.2	Skyddade områden och arter	41
5.2.1	Påverkan på ålgräs.....	44

5.2.2	Smittskydd	46
5.3	Inlandsrecipienter	48
6	Sammanställning för scenarion	50
6.1	Nutid (befintlig utsläppspunkt)	50
6.2	Nollalternativ (befintlig utsläppspunkt)	50
6.3	Scenario P6B och P6C (framtida nya utsläppspunkter).....	51
7	Referenser	53

Förteckning över bilagor

- Bilaga 1)** Bilaga M6.1 Recipientutredning – Påverkan av miljöstatus för ytvatten vid utsläpp av renat avloppsvatten till två skånska vattendrag (WSP)
- Bilaga 2)** Bilaga M6.2 – Recipientutredning Lommabukten – Resultat för påverkan i nuläget samt för ett nollalternativ (DHI)
- Bilaga 3)** Bilaga M6.3 – Recipientutredning Lommabukten – Resultat för påverkan från två alternativa punkter P6B och P6C samt bedömning av smittspridning (DHI)

1 Sammanfattning

Sjölunda avloppsreningsverk (byggår 1963) ligger i den norra delen av Malmö och är ett av Sveriges största reningsverk. Idag är ca 300 000 personer anslutna till verket, vilket tar emot avloppsvatten från Malmö stad, Burlövs kommun och delar av Lomma, Staffanstorp och Svedala kommun. I takt med att Malmö och kranskommunerna växer ökar belastningen på Sjölunda avloppsreningsverk. Verket kommer därför att behöva byggas ut och uppgraderas, med vilket reningsgrad och avskiljning av ämnen och föreningar med miljöstörande egenskaper kommer att förbättras. Sjölunda avloppsreningsverk planeras till år 2045 ta emot spillvatten från ytterligare två avloppsreningsverk; Borgeby och Svedala. Belastningen kommer då uppgå till totalt 650 000 personekvivalenter (pe). Recipient för det renade avloppsvattnet idag samt i framtiden kommer fortsatt vara Lommabukten.

I Lommabukten finns sex naturreservat, tre Natura 2000-områden (SPA och SCI), ett riksintresse för naturvård, ett riksintresse för friluftsliv samt riksintresse för yrkesfiske samt skyddade arter och miljöer vars syfte och bevarandevärde påverkas av vattenkvaliteten i Lommabukten. I Lommabukten finns även Malmö hamnområde med farleder och ankringsplatser som utgör riksintresse för sjöfart.

Syftet med rapporten är att beskriva Sjölunda avloppsreningsverks påverkan på recipienten Lommabukten och påverkan på miljöstatus i befintliga vattenförekomster Lommabukten och Malmö hamnområde. Inom utredningen har fyra scenarion använts för att beskriva miljöpåverkan. Nutidsscenarioet beskriver nuvarande utsläpp i befintliga utsläppspunkter från perioden 2017–2021, för Sjölunda avloppsreningsverk och två avloppsreningsverk, vars utsläpp idag sker till två vattendrag med mynning i Lommabukten. Nollalternativet beskriver utsläpp enligt tillståndsgivna halter och flöde för Sjölunda avloppsreningsverk i nuvarande utsläppspunkt samt två avloppsreningsverk med utsläpp i vattendrag. Scenario P6B beskriver ett framtida scenario med en ny utsläppspunkt, som ligger ca 4 km från land. Utsläppet sker med flöde enligt befolkningsprognos för år 2045 för ett flertal olika halter. Två avloppsreningsverk med utsläpp i inlandsvatten har avvecklats och avloppsvattnet omleds till Sjölunda avloppsreningsverk. Scenario P6C utgör samma framtida scenario som i scenario P6B men med en ny utsläppspunkt som ligger ca 3,2 km från land. Utsläppet sker enligt befolkningsprognos för år 2045 för ett flertal halter och två avloppsreningsverk med utsläpp i inlandsvatten har avvecklats och avloppsvattnet omleds till Sjölunda avloppsreningsverk.

En beräkningsmodell som tar hänsyn till förhållandena i recipienten Lommabukten har tagits fram. Resultatet visar på spridning av olika ämnen och har utgjort grunden i bedömningen av hur olika faktorer kan påverkas i Lommabukten. Faktorer av miljöpåverkan som har utretts är miljöstatus (enligt HVMFS 2019:25), läkemedelssubstanser, påverkan på skyddade områden och arter samt smittskydd. En utredning kring miljöpåverkan på de två vattendragen, som i nutid belastas med utsläpp från de två avloppsreningsverk och som kommer att avvecklas, har tagits fram. Resultatet från utredningen har vävts in i bedömningen av miljöpåverkan i Lommabukten för respektive scenario och båda vattenförekomsterna för att kunna bedöma den totala påverkan på människors hälsa och miljö.

Resultatet av utredningen visar att det i scenariot för nutid finns en negativ påverkan på miljöstatusen för kvalitetsfaktorn näringsämnen i Lommabukten, påverkan leder dock inte till en försämrad miljöstatus för kvalitetsfaktorn. De nutida utsläppen av särskilda förorenande ämnen, prioriterade ämnen och majoriteten av läkemedelssubstanserna späds ut till halter under gränsvärden relativt nära utsläppspunkterna. Parametern som beräknas ha störst utbredningsområde där halt inte understiger gränsvärde är läkemedelssubstansen Östron (E1). Området där det marina PNEC kan överstigas berör stora delar av inre Lommabukten. Utsläppet bedöms endast resultera i en lokal påverkan vid

utsläppspunkterna, den kommer inte påverka vattenförekomstens miljöstatus för studerade parametrar och kvalitetsfaktorer. Spridningsplymen från utsläppet rör sig idag rakt österut in över de grunda områdena (ca 0-10 meters djup) mellan Bjärred och Arlov, som idag även påverkas av utsläpp i vattendrag som mynnar i Lommabukten. Detta medför risk för påverkan på de skyddade områden och skyddade arter samt badplatser som finns i Lommabukten. Badvattenstatusen enligt Badvattenförordningen (2008:218) bedöms påverkas eller försämrats i mycket ringa omfattning. Delar av vattenförekomsten Malmö hamnområde påverkas i nutid av utsläpp i Sege å.

Nollalternativet medför en ökad belastning och därmed en större påverkan på samtliga parametrar jämfört med nutid. För parametern totalfosfor – sommar bedöms det finnas risk för försämrade miljöstatus i vattenförekomsten Lommabukten för nollalternativet. Vattenförekomsten Malmö hamnområde får ett större område med dålig status vid Sege ås mynning då utsläppet i vattendraget ökar. De ökade utsläppen medför även risk för betydande påverkan på de skyddade områdena i norra Lommabukten (Natura 2000, naturreservat), riksintresse för yrkesfiske (område för lek- och rekreation för viktiga arter för yrkesfiske) och naturvård i Lommabukten genom försämring av vattenkvaliteten. Badvattenstatusen enligt Badvattenförordningen (2008:218) bedöms påverkas eller försämrats i en mycket ringa omfattning.

För scenario P6B och P6C minskar påverkan och miljöstatusen förbättras för samtliga parametrar jämfört mot nutid till följd av att utsläppspunkten placerats längre ut jämfört med befintlig utsläppspunkt och belastningen från inlandsvattnen minskar. Påverkan på skyddade områden minskar för båda utsläppspunkterna mot nutid och nollalternativet, där P6B har en minimal påverkan men P6C har en något större påverkan då plymen går mer mot öst. Parametern som beräknas ha störst utbredningsområde där halt inte understiger gränsvärde är läkemedelssubstanten Östron (E1). Området där det marina PNEC kan översigas berör stora delar av inre Lommabukten. I jämförelse med samtliga scenarier får scenario P6B minst utbredningsområde. Scenario P6C får ett något större utbredningsområde jämfört med scenario P6B. Inget av scenarierna utgör en risk för sänkt miljöstatus för kvalitetsfaktorn näringsämnen och underliggande parametrar. Jämfört med scenario P6B så trycks spridningsplymen i scenario P6C mot öster och når i större grad de grunda kustområdena mellan Bjärred och Arlov. För scenario P6B trycks plymen mot nordost, vilket snabbare ger en stor utspädning i Lommabuktens inre delar. Scenario P6B utgör därmed scenariot med marginellt mindre påverkan för skyddade områden (Natura 2000, naturreservat) och arter samt riksintressen (yrkesfiske, naturvård, friluftsliv) i Lommabukten. För skyddade områden i norra delen av Lommabukten minskar påverkan då utsläppen till Kävlingsån minskar genom avvecklingen av Borgeby. Utsläppsplymen från Sjölunda avloppsreningsverk når den norra delen i ringa omfattning. I vattenförekomsten Malmö hamnområde minskar området med dålig status i båda scenarierna då utsläppen från Sege å upphör samt att utsläppsplymen kommer längre ut. Badvattenstatusen enligt Badvattenförordningen (2008:218) bedöms inte påverkas eller försämrats.

I scenario P6B och P6C flyttas utsläppspunkten för Sjölunda avloppsreningsverk ca 3,9 km respektive 3,2 km från stranden. De nya utsläppspunkterna påverkar inte farleder till Malmö hamnområde eller ankringsområden i Lommabukten, som utgör riksintresse för sjöfart.

2 Inledning

2.1 Bakgrund

VA SYD är ett politiskt styrt kommunalförbund som med fem medlemskommuner och över en halv miljon kunder är en av Sveriges största VA- och avfallsorganisationer.

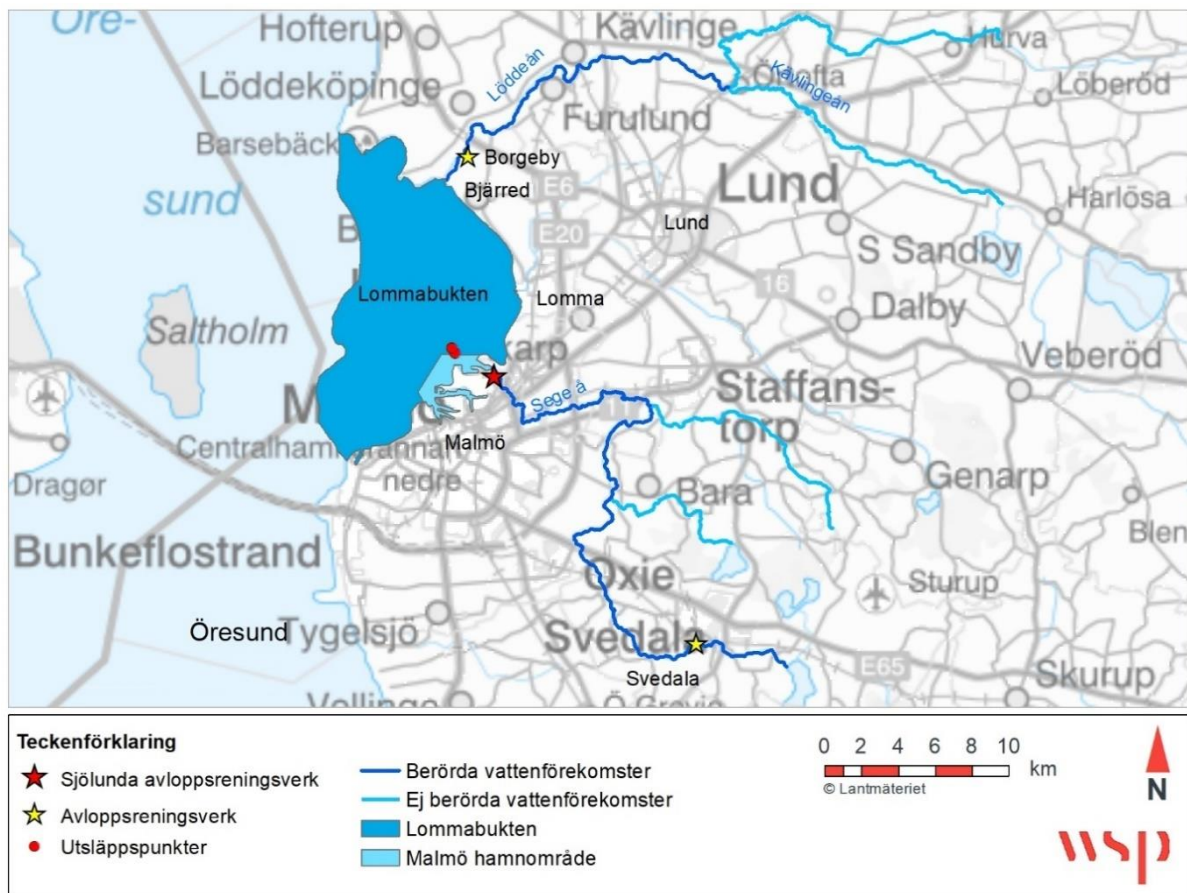
Avloppsreningsystemet MAXIMA är VA SYDs satsning på en ny regional infrastruktur för avloppsrening i medlemskommunerna Burlöv, Lomma och Malmö samt Svedala som VA SYD samtidigt erbjuder att bli medlem. Det är en av regionens största infrastruktuursatsningar i närtid och en viktig förutsättning för att tillväxtregionen Sydvästra Skåne ska kunna fortsätta växa. Med en gemensam lösning möter VA SYD behovet av utbyggnad och modernisering av avloppsreningen i kommunerna, värnar närliggande vattenmiljöer och möjliggör växande städer.

De delar av avloppsreningsystemet MAXIMA som ingår i tillståndsansökan är ett nytt Sjölunda avloppsreningsverk i Malmös utkant intill Öresund med nya utloppsledningar i Öresund, en ny stor pumpstation vid Sjölunda avloppsreningsverk och en avloppstunnel under Malmö. Överföringsledningar och nödvändiga pumpstationer för att ansluta berörda kommuner är en del av MAXIMA men ingår inte i tillståndsansökan.

2.2 Sjölunda avloppsreningsverk

Sjölunda avloppsreningsverk (byggår 1963) ligger i den norra delen av Malmö och är ett av Sveriges största reningsverk. Sjölunda har idag cirka 300 000 personer anslutna till verket och tar emot avloppsvatten från Malmö stad, Burlövs kommun och delar av kommunerna Lomma, Staffanstorp och Svedala. Reningsverkets huvudsyfte är att omhänderta och behandla spillvatten som innehåller organiskt material med högt innehåll av framförallt fosfor och kväve, ämnen som bland annat kan leda till algbloomningar vid förhöjda koncentrationer i ytvatten.

I dag släpps allt renat vatten ut i Lommabukten och Öresund (se Figur 1). I takt med att Malmö och kranskommuner växer ökar belastningen på Sjölunda avloppsreningsverk och verket behöver därför byggas ut och uppgraderas. I och med detta kommer reningsgrad och avskiljning av ämnen och föreningar med miljöstörande egenskaper avsevärt att förbättras. Enligt planering ska Sjölunda avloppsreningsverk till år 2045 ta emot spillvatten från ytterligare två avloppsreningsverk i kommunerna Lomma (Borgeby ARV) och Svedala. Belastningen bedöms år 2045 att uppgå till 650 000 personekvivalenter (pe) och kapaciteten kommer öka, från 1,2 m³/s, till ett årsmedelflöde på 1,7 m³/s.



Figur 1 Lommabukten med Malmö stad och omgivande orter. Sjölunda avloppsreningsverk är utmärkt med röd stjärna. De gula stjärnorna visar Borgeby och Svedala avloppsreningsverk som planeras att anslutas till Sjölunda avloppsreningsverk till år 2045. De två röda prickarna i Lommabukten visar de befintliga utsläppspunkterna av renat avloppsvatten från Sjölunda avloppsreningsverk.

2.3 Syfte

Syftet med rapporten är att utreda och bedöma hur det reade avloppsvattnet i Lommabukten kan inverka på hälsa och miljö både i nuvarande situation, Nutid, och för beräknad befolkningstillväxt till år 2045.

2.4 Scenarier

Utredningen omfattar fyra scenarier, där belastningen från Sjölunda avloppsreningsverk och två inlandsreningsverk (Borgeby och Svedala avloppsreningsverk) samt utsläppspunktens placering varierat, som beskrivs i Tabell 1. Belastningen från inlandsreningsverken har utretts i recipientutredningen inlandsvatten, se bilaga 6.1. Placering av utsläppsposition i de olika scenarierna baseras på ett underlag från beräkningsmodellen, se bilaga M6.2 och M6.3, och illustreras i Figur 2.

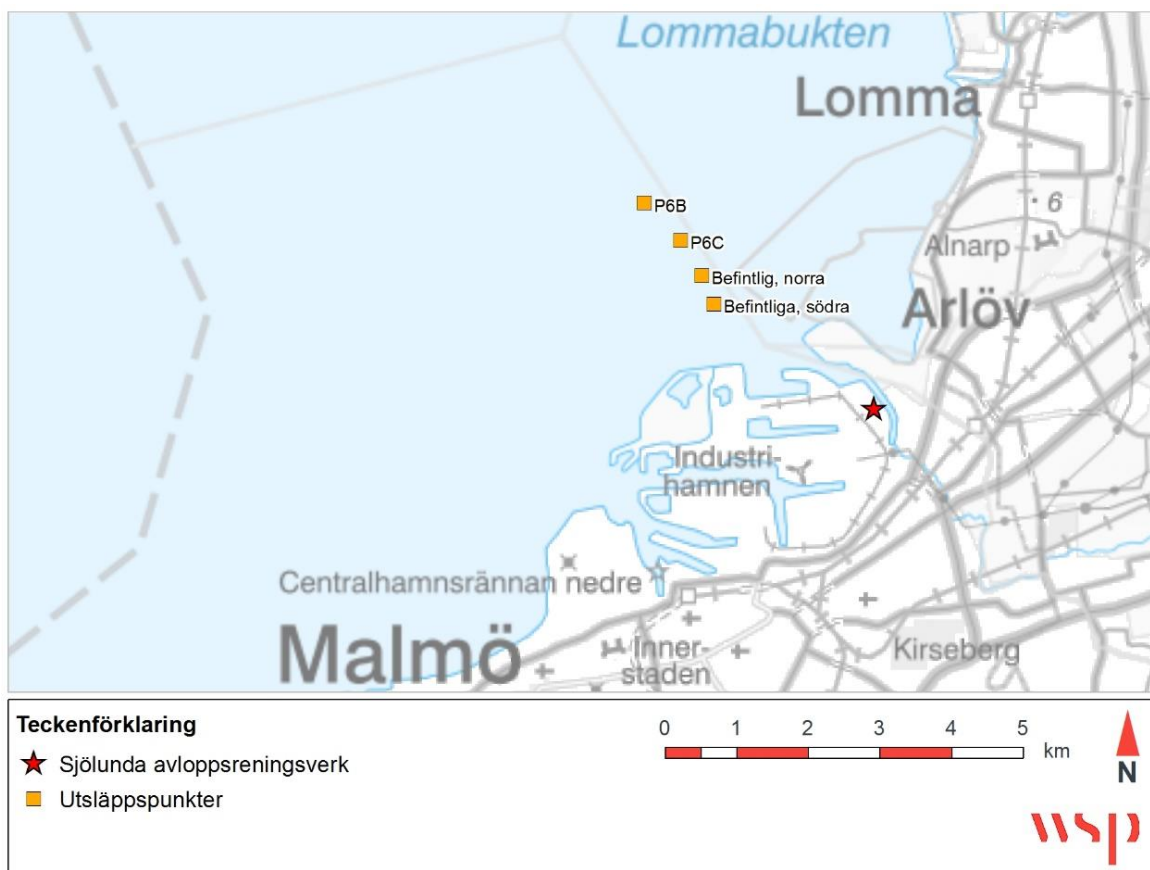
Tabell 1 Utredda scenarier. Geografisk placering av utsläppspunkterna framgår av figur 2. För scenario P6C och P6B modellerades även en alternativ lägre halt för kväve och fosfor som anges inom parentes.

Scenario	Tidsperiod	Flöde	Halter fosfor, kväve och BOD ₇	Utsläpp i vattendrag
Nutid (befintliga utsläppspunkter)	Medel 2017–2021 ¹	1,2 m ³ /s ¹	N: 12,5 mg/l ¹ P: 0,28 mg/l ¹ BOD ₇ : 8,7 mg/l ¹	Ja, medel 2017–2021 ²
0-alternativ (befintliga utsläppspunkter)	2045	1,7 m ³ /s ³	N: 10 mg/l P: 0,3 mg/l BOD ₇ : 12 mg/l	Ja, flöde 2045
P6C (ny utsläppspunkt)	2045	1,7 m ³ /s	N: 6 mg/l (4 mg/l) P: 0,2 mg/l (0,1 mg/l) BOD ₇ : 6 mg/l	Nej
P6B (ny utsläppspunkt)	2045	1,7 m ³ /s	N: 6 mg/l (4 mg/l) P: 0,2 mg/l (0,1 mg/l) BOD ₇ : 6 mg/l	Nej

¹Tidsserien av medelvärden per dag från provtagning i utsläppsvatten från Sjölunda för åren 2017-2021

²Tidsserien av medelvärden per månad från provtagning i utsläppsvatten från inlandsreningsverken för åren 2017-2021

³Tillståndsgivet flöde, Qmedel, för Sjölunda avloppsrengsverk. För inlandsverkens beräkningar av nollalternativet är det tillståndsgivna flödet något överskattade jämfört med tillståndsgivna flöden, varav påverkan i nollalternativet kan vara överskattat (se mer ingående beskrivning i Bilaga 1).



Figur 2 Geografisk placering av utsläppspunkter. För mer information se Tabell 1.

2.4.1 Nutid (befintliga utsläppspunkter)

Det nutida scenariot har beräknats utifrån befintlig belastning på recipienten från Sjölunda avloppsreningsverk samt två mindre avloppsreningsverk med utsläpp till inlandsvatten (Borgebys och Svedala avloppsreningsverk), under perioden 2017-2021. För Sjölunda avloppsreningsverk har dygnsmedel för flöde och halt använts, för övriga avloppsreningsverk har månadsmedel använts. I scenariot utgörs utsläppspunkterna för Sjölunda avloppsreningsverk av de två befintliga utsläppspunkterna, se Figur 2. Flödet har antagits vara jämnt fördelat över de två punkterna. Utsläppspunkterna för övriga avloppsreningsverk utgörs av befintliga utlopp i åarna Kävlingeån och Sege å, som samtliga mynnar i Lommabukten.

2.4.2 Nollalternativ (befintliga utsläppspunkter)

För nollalternativet antas att den fortsatta befolkningstillväxten och utvecklingen i regionen fortgår. Sjölunda avloppsreningsverk och de övriga två avloppsreningsverken antas finnas kvar med nuvarande ledningssystem och tillståndsgivna avloppsreningsverk. Flödet från respektive avloppsreningsverk har uppräknats enligt befolkningsprognosen för år 2045. För Sjölunda avloppsreningsverk används avloppsreningsverkets tillståndsgivna halter och flöde, vilket motsvarar flödet i befolkningsprognosen. Utsläpp sker i befintliga utsläppspunkter både i Lommabukten och i respektive å.

2.4.3 P6B (ny utsläppspunkt)

I scenario P6B har utsläppspunkten för Sjölunda avloppsreningsverk flyttats till en alternativ position belägen ca 4 km ifrån land vilket innebär ca 1,3 km respektive ca 1,7 km längre ut från strandzonen i jämförelse med dagens utlopp. För scenariot antas de övriga två avloppsreningsverken med utsläpp till inlandsvatten ha avvecklats och belastning till vattendragen ha upphört. Belastningen år 2045 från Sjölunda avloppsreningsverk omfattas då av Malmö och kranskommuner enligt befolkningsprognos.

2.4.4 P6C (ny utsläppspunkt)

I scenario P6C har utsläppspunkten för Sjölunda avloppsreningsverk flyttats till en alternativ position belägen ca 3,2 km ifrån land vilket innebär ca 550 respektive ca 900 meter längre ut från strandzonen i jämförelse med dagens utlopp. För scenariot antas de övriga två avloppsreningsverken med utsläpp till inlandsvatten ha avvecklats och belastning till vattendragen ha upphört. Belastningen år 2045 från Sjölunda avloppsreningsverk omfattas då av Malmö och kranskommuner enligt befolkningsprognos.

2.5 Lagstiftning

2.5.1 Miljökvalitetsnormer för ytvatten

Vattendirektivet (2000/60/EG) och dotterdirektivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG) anger målen för förvaltningen av ytvatten och utgör ett lagkrav i svensk lagstiftning genom miljöbalken och förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Förordningen gäller för alla Sveriges ytvatten, vilket inkluderar inlands- och kustvatten. Ytvatten är indelade i geografiska enheter som kallas för vattenförekomster och för dessa finns statusbedömningar som beskriver den aktuella miljöstatusen. Metodiken för statusbedömning beskrivs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten 2019).

Målet för vattenförvaltningen är att alla ytvattenförekomster ska uppnå eller bibehålla minst god ekologisk och kemisk ytvattenstatus inom givna tidsfrister. Dessa mål kallas miljökvalitetsnormer. Rådande miljöstatus beskrivs av statusklassningar som görs utifrån olika kvalitetsfaktorer, som i sin tur understöds av parametrar. Med anledning av den s.k. Weserdomen började svenska domstolar tillämpa det s.k. icke-försämringskravet i samband med tillståndsprövningar. Sedan den 1 januari 2019 gäller att icke-försämringskravet har implementerats i miljöbalken (5 kap. 4 §) utöver den skrivning som redan finns i vattenförvaltningsförordningen. I 5 kap. 4 § tas även begreppet äventyrandet upp, det vill säga en verksamhet som har sådan betydelse att det äventyrar möjligheten att uppnå den status eller potential som vattnet ska ha enligt en miljökvalitetsnorm.

Det vetenskapliga kriterium (bedömningsgrunden) som idag utgörs av föreskriften HVMFS 2019:25 blir därför nödvändig att förhålla sig till vid utvärdering av tillåtlighet.

När miljöfarlig verksamhet med utsläpp till en ytvattenförekomst bedrivs tar verksamhetsutövaren i praktiken alltid en viss vattenvolym i anspråk där normgivna kvalitetskrav inte alltid kommer att kunna uppnås, såtillvida inte utgående vatten renas till samma eller renare kvalitet än rådande förhållanden i recipienten. Omfattning av miljöpåverkan från de olika avloppsreningsverken inom detta projekt styrs, utöver av utsläppets storlek, av berörda vattenförekomsters storlek (flöde eller omsättningstid) och bakgrundshalter av berörda ämnen och föreningar.

Bakgrundshalten representerar summan av alla kumulativa belastningsbidrag av berörda substanser till recipienten. Omfattning av betydelse för de enskilda ovannämnda faktorerna har beaktats genom en beräkningsmodell där förhållandet mellan verksamhetsutövarens utsläppsvatten beräknas tillsammans med lokala recipientförhållanden.

Anledningen att utspädningen beräknas är att utspädningen utgör den enda evidensbaserade metoden som finns tillgänglig för att beskriva hur ett utsläpp med miljöstörande egenskaper förhåller sig till kraven i föreskrifterna HVMFS 2019:25. Att verksamhetsutövaren tydligt beskriver vad som sker vid en inblandning av utsläppsvatten med recipientvatten samt vilka risker utsläppet innebär är ett korrekt angreppssätt för att möjliggöra en kvalitetssäkrad bedömning avseende miljöpåverkan. Underlaget klargör verksamhetsutövarens relation gentemot vattendirektivets kvalitetskrav och ger goda förutsättningar att klargöra förutsättningar för bolaget att utnyttja vattenförekomsten som en recipient enligt 5 kap. 4 §. Miljöbalken.

2.5.2 Natura 2000, naturreservat och skyddade arter

Natura 2000 är ett nätverk av geografiska områden inom EU som har pekats ut som särskilt viktiga ur bevarandesynpunkt för den biologiska mångfalden. Genom att främja den biologiska mångfalden, samtidigt som hänsyn tas till ekonomiska, sociala, kulturella och regionala behov, är målet att uppnå en hållbar utveckling inom hela EU. De områden som ingår i Natura 2000-nätverket innefattar habitat där naturtyper eller växt- och djurarter som omfattas av art- och habitatdirektivet finns (direktiv 92/43/EEG).

För varje Natura 2000-område ska Länsstyrelsen ta fram en beskrivning, vilket görs i särskilda bevarandeplaner. Planen ska innehålla en beskrivning av området med bevarandesyfte, bevarandemål och beskrivningar av de naturtyper och arter som ska bevaras (bevarandevärden) och bidra till gynnsam bevarandestatus. I bevarandeplanen ska hot mot Natura 2000-områdets arter och naturtyper, samt behov av bevarandeåtgärder, till exempel skydd eller skötsel, beskrivas.

Informationen ska underlätta förvaltningen av området och tillståndsprövningar enligt miljöbalken. Ingrepp får bara göras om de inte påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden.

Naturresevat regleras i 7 kap. 4–8 §§ miljöbalken och förordningen (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken. Varje naturresevat är unikt och har därför egna föreskrifter för att skydda och bevara områdets naturvärden.

2.5.3 Badvattendirektiv

Badvattendirektivet (2006/7/EG) syftar till att skydda miljökvaliteten och människors hälsa samt garantera badkvaliteten. I förvaltningen av badvattenkvalitet ska Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten (HVMFS 2012:14) som tillämpas enligt Badvattenförordningen (2008:218), som utgör den svenska implementeringen av badvattendirektivet.

Alla ytvattenförekomster eller del av ytvattenförekomst där ett stort antal badande förväntas omfattas av badvattenförordningen och identifieras som EU-bad. Kommunen ansvarar för att ta fram en kontrollplan och genomföra provtagning vid varje EU-bad inför varje säsong, där regelbunden provtagning ska ske av indikatorbakterierna E.coli och intestinal enterokocker samt besiktigats med avseende på alger och skräp. Varje EU-bad ska även ha en badvattenprofil som beskriver badplatsen, med bland annat bedömning av potentiella föroreningskällor, risk för algblomning samt om åtgärder vidtas. Vid en nulägesbedömning av vattenprover bedöms badvattnet som tjänligt vid låga bakteriehalter, tjänligt med anmärkning vid något förhöjda bakteriehalter eller otjänligt vid höga bakteriehalter.

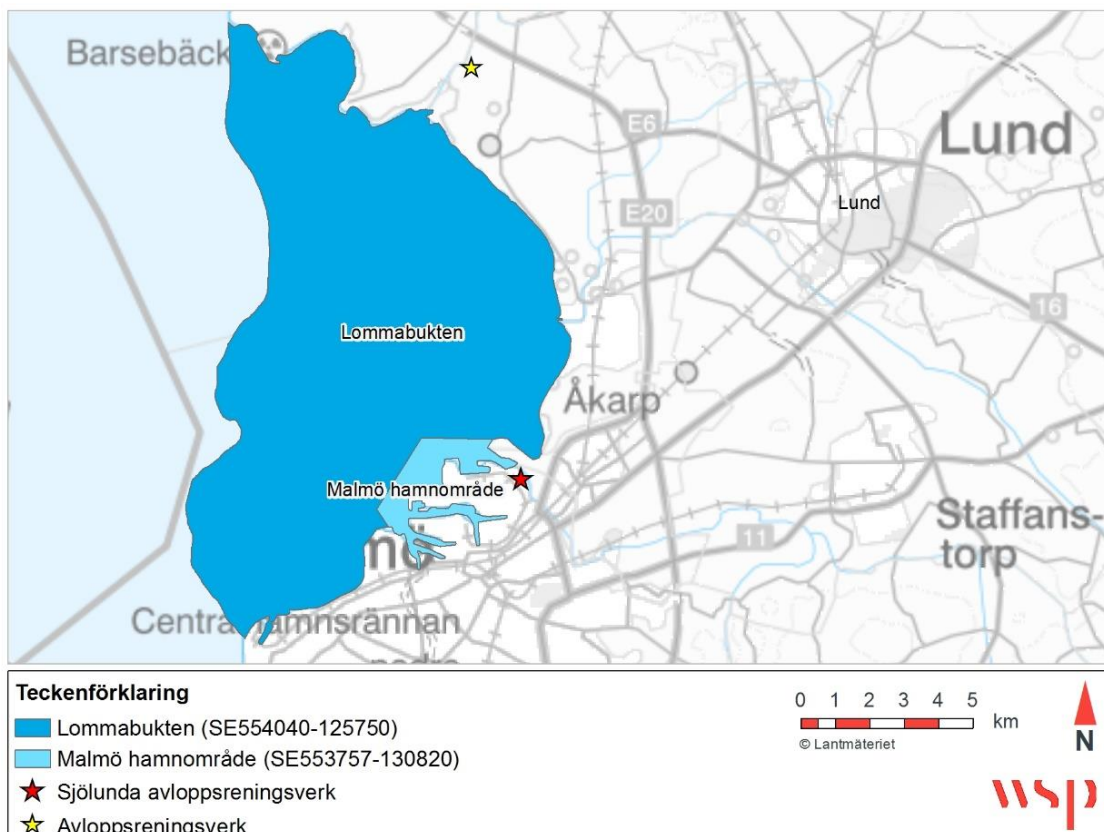
3 Lommabukten

Lommabukten är en långgrund bukt på ca 112 km² med stort värde för både människor och natur. Bukten används för bad, fiske och rekreation från boende runt området. De grunda bottenarna (ca 0-10 meters djup) med sjögräs utgör viktiga lokaler för bland annat fisk och dess uppväxt. Lommabukten är även ett viktigt område för yrkesfiske i Öresund, där de kustnära områdena räknas som riksintresse för yrkesfiskarna. Två farleder som utgör riksintresse finns även i bukten. I farlederna måste ett tillräckligt stort vattendjup upprätthållas för att sjöfart och fartyg ska kunna ankomma till Malmö hamn.

Lommabukten består av 98–100 % utsjövatten. Vattenomsättningen varierar under året och för olika djup men medeltiden är ca 4 dagar, som mest ca 10 dagar och som minst ungefär en halv dag (SMHI Vattenwebb, 2022). Lommabukten bedöms ha mesohaline salthalt (5–18 ppt) då salthalten oftast är mellan 10 och 14 PSU men uppgår ibland till 23–30 PSU (SMHI, Modelldata per område, 2022).

3.1 Vattenförekomster

Lommabukten omfattas av två vattenförekomster, se Figur 3, där vattenförekomsten vid namn Lommabukten (SE554040-125750) utgör större delen av bukten. Den betydligt mindre vattenförekomsten Malmö hamnområde (SE553757-130820) är belägen innanför Lommabukten och omsluts helt av vattenförekomsten Lommabukten. Båda vattenförekomsterna utgör naturliga kustvattenförekomster (VISS, 2022).



Figur 3 Vattenförekomsterna Lommabukten (SE554040-125750) och Malmö hamnområde (SE553757-130820) utgör Lommabukten.

3.1.1 Lommabukten

Lommabukten (SE554040-125750) i Öresund, Skåne, är en kustvattenförekomst med angränsning till kommunerna Burlöv, Kävlinge, Lomma och Malmö och tillhör vattendistriktet SE4 (Södra Östersjön), se Tabell 2.

Lommabuktens area är ca 112 km² (VISS, 2022), varav ca 61 % är djupare än 15 meter med ett maxdjup på 18 meter. Fyra vattendrag mynnar i Lommabukten: Kävlingeån, Alnarpsån, Höje å och Sege å. Den totala vattenföringen (stationskorrigerad årsmedelvärde) i åarna för perioden 2010-2021 är 9,81 m³/s i Kävlingeån, 0,14 m³/s i Alnarpsån, 2,83 m³/s i Höje å och 2,63 m³/s i Sege å. Utöver åarna angränsar fem delavrinningsområden (91, 117, 146, 151 och 156) till Lommabukten (SMHI, Modelldata per område, 2022).

Statusklassningen för samtliga kvalitetsfaktorer och parametrar i vattenförekomsten redovisas i Tabell 2. Den sammanvägda ekologiska statusen i vattenförekomsten i VISS är klassad till måttlig status. Statusen styrs av den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn näringsämnen som har måttlig status. Kvalitetsfaktorn växtplankton bedöms ha god status, medan kvalitetsfaktorn ljusförhållanden bedöms ha otillfredsställande status. Makroalger och gömfröiga växter har hög status och bottenfauna har klassats som god. Vattenförekomsten uppnår ej god kemisk ytvattenstatus på grund av förhöjda halter av antracen, naftalen, bromerade difenyleter, kvicksilver och kvicksilverföreningar. (VISS, 2022)

Tabell 2 Klassning enligt VISS förvaltningscykel 3 (2017–2021) av ekologisk status, kemisk status och dess underliggande kvalitetsfaktorer och parametrar för vattenförekomsten Lommabukten (VISS, 2022).

Status	Klassificering	Observerad halt	Referensvärde	Förklaring
Ekologisk status	Måttlig			
Tillkomst/ härkomst	Naturlig			
Kemisk status	Uppnår ej god			
Ekologisk status				
Biologiska kvalitetsfaktorer				
Växtplankton	God			
Klorofyll a	God	1,927 µg/l	0,9 µg/l	
Totalmassa	Hög	0,267 mm3/l	0,25 mm3/l	
Makroalger och gömfröiga växter	Hög			
Bottenfauna	God			
BQI	God	4,14 other	14 other	BQI (Benthic Quality Index) - effekter av näringspåverkan
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer				
Syrgasförhållande	Hög	6,238 ml/l	6 ml/l	
Ljusförhållande	Otillfredsställande	4,043 meter	10 meter	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Näringsämnen	Måttlig			Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd kväve – sommar	Måttlig	20,299 µmol/l	12 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd kväve - vinter	Måttlig	28,024 µmol/l	17 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd fosfor – sommar	Otillfredsställande	0,945 µmol/l	0,4 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd fosfor - vinter	Otillfredsställande	1,134 µmol/l	0,7 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Löst oorganiskt kväve (DIN) – vinter	Otillfredsställande	10,87 µmol/l	4 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Löst oorganiskt fosfor (DIP) – vinter	Måttlig	0,621 µmol/l	0,4 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Särskilt förorenande ämne	God			
Koppar	God	8,3 mg/kg TS	52 mg/kg TS	
Zink	Ej klassad			
17-alfa-etinylöstradiol	Ej klassad			
17-beta-östradiol	Ej klassad			
Ciprofloxacina	God	<5 ng/l	100 ng/l	Analyserad halt under detektionsgränsen <5 ng/l
Diklofenak	God	4,1 ng/l	10 ng/l	
Kemisk status				
Antracen	Uppnår ej god	0,43 mg/kg TS1	0,024 mg/kg TS1	
Bromerad difenyleter	Uppnår ej god	> 0,0085 µg/kg VV2	0,0085 µg/kg VV2	
Naftalen	Uppnår ej god	19,6 mg/kg TS1	0,94 mg/kg TS1	
Tetrakloretylen	Ej klassad			
Triklöretylen	Ej klassad			
Bly/ blyföreningar	God	10 mg/kg TS1	120 mg/kg TS1	
Kadmium/ kadmiumföreningar	God	0,13 mg/kg TS1	2,3 mg/kg TS1	
Kvicksilver/ kvicksilverföreningar	Uppnår ej god	> 20 µg/kg VV2	20 µg/kg VV2	
Nickel/ nickelföreningar	Ej klassad			
Dioxiner/ dioxinlikaföreningar	Ej klassad			
Fluoranten	God	0,8 mg/kg TS1	2 mg/kg TS1	
Perfluoroktansulfonsyra och derivater (PFOS)	God	0,51 µg/kg VV2	9,1 µg/kg VV2	

3.1.1.1 Miljö kvalitetsnormer

Lommabuktens miljö kvalitetsnorm (förvaltningscykel 3) för ekologisk status är god ekologisk status år 2039 och god kemisk ytvattenstatus (VISS, 2022). För ekologisk status finns det undantag i form av tidsfrist för kvalitetsfaktorn näringsämnen till år 2039 på grund av Lommabuktens naturliga förhållande. Utöver dess naturliga förhållanden så bedöms det även som tekniskt omöjligt för kvalitetsfaktorn näringsämnen att uppnå god miljöstatus tidigare än 2027 utifrån påverkanstryck från IED industri, reningsverk, urban markanvändning (VISS, 2022).

Miljö kvalitetsnorm (förvaltningscykel 3) för kemisk ytvattenstatus är god kemisk ytvattenstatus (VISS, 2022). Undantag för god kemisk ytvattenstatus är mindre strängt krav för bromerade dietylenrar samt kvicksilver då det bedöms tekniskt omöjligt att uppnå tidigare till följd av atmosfärisk deposition. Kemisk status har tidsfrist till år 2027 för antracen och naftalen, till följd av förorenade områden respektive okänd signifikant påverkan (VISS, 2022).

Utifrån uppsatta och förslagna miljö kvalitetsnormer för Lommabukten är den största problematiken i vattenförekomsten höga halter av näringsämnen, förändrad hydrologisk regim samt höga halter av bromerade dietylenrar, kvicksilver, antracen och naftalen.

Identifierade miljöproblem som berörs av projektet är höga halter av näringsämnen samt förekomsten av föroreningar i bottensediment (VISS, 2022). Största delen av belastningen av näringsämnen från land till Lommabukten kommer från jordbruk, se Tabell 3, som även utgör den största delen av den totala belastningen av näringsämnen till Lommabukten från land, se Tabell 4.

Omsättningen (nettoutbytet) av näringsämnen i Lommabukten med omgivande vattenförekomster är dock större än den totala belastningen av från land, se Tabell 4.

Tabell 3 Genomsnittliga procentuella belastningen av kväve och fosfor på Lommabukten från källor på land under åren 2010–2020 (SMHI, Modelldata per område, 2022)

Belastning från land	Kväve [% per år]	Fosfor [% per år]
Jordbruk	79	77
Avloppsreningsverk	9	10
Industri	3	1
Övriga (skog, sjö, vattendrag, enskilt avlopp etc.)	9	13

Tabell 4 Genomsnittliga årliga totala belastningen av kväve och fosfor till Lommabukten under åren 2010–2020 (SMHI, Modelldata per område, 2022). Tabellen redovisar även den totala omsättningen (nettoutbytet) av kväve och fosfor i Lommabukten och angränsande vattenförekomsten, vilket redovisas för att visa på förhållandet mellan omsättning och belastning från land.

Total belastning	Totalkväve [ton/år]	Totalfosfor [ton/år]
Belastning från land	1963	36
Direktutsläpp punktkällor i Lommabukten	499	12
Atmosfärsdeposition på vattenytan	74	0,7
Nettoutbyte med övriga vattenförekomster		
Inflöde från omgivande vattenförekomster	25 452	2 445
Utflyde till omgivande vattenförekomster	27 297	2 482
Summa	-1 844	-37

3.1.2 Malmö Hamnområde

Malmö Hamnområde (SE553757-130820) är en registrerad kustvattenförekomst som angränsar till kommunerna Burlöv, Lomma och Malmö och tillhör vattendistriktet SE4 (Södra Östersjön). Arean är 5 km² (VISS, 2022) och 38 % av ytan ligger på maxdjupet 14 meters djup.

Vattenomsättningen varierar under året och för olika djup men medeltiden för omsättning för perioden 2010–2020 är ca 2–3 dagar, som mest ca 5 dagar och som minst en dag (SMHI, Modelldata per område, 2022). Delavrinningsområde utgörs främst av hårdgjorda ytor och tätortsbebyggelse. Större delen av vattenförekomsten utgörs av hamn och hamnverksamhet med tät fartygstrafik vilket har den största påverkan på vattnet. Andra utsläpp med betydande påverkan kommer från bland annat jordbruk, dagvatten och enskilda avlopp. Inom delavrinningsområdet förekommer flera förorenade områden (oljehamnen, Sveda Kemi, Univar samt en före detta kemtvätt) som har betydande påverkan på hamnområdet.

Den sammanvägda ekologiska statusen i vattenförekomsten är klassad till måttlig status, se Tabell 5 (VISS, 2022). Den ekologiska statusen styrs av den fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorn näringsämnen som har måttlig status. Växtplankton samt makroalger och grönfröiga växter bedöms som god status, medan ljusförhållanden bedöms ha otillfredsställande status. Bottenfauna är ej klassade. Den kemiska ytvattenstatusen i VISS uppnår ej god status på grund av förhöjda halter av antracen, bromerade difenyleter, kvicksilver och kvicksilverföreningar samt tributyltenn. Bly och andra blyföreningar, fluoranten samt kadmium och kadmiumföreningar klassas som god status. Övriga prioriterade ämnen och nickel är ej klassade. (VISS, 2022).

Tabell 5 Klassning enligt VISS förvaltningscykel 3 (2017–2021) av ekologisk status, kemisk status och dess underliggande kvalitetsfaktorer och parametrar för vattenförekomsten Malmö Hamnområde (SE553757-130820) (VISS, 2022).

Status	Klassificering	Observerad halt	Referensvärde	Förklaring
Ekologisk status	Måttlig			
Tillkomst/härkomst	Naturlig			
Kemisk status	Uppnår ej god			
Ekologisk status				
Biologiska kvalitetsfaktorer				
Växtplankton	God			
Klorofyll a	God	1,92 µg/l	0,9 µg/l	
Totalmassa	Hög	0,267 mm ³ /l	0,25 mm ³ /l	
Makroalger och gömfröiga växter	God			
Bottenfauna	Ej klassad			
BQI	Ej klassad			BQI (Benthic Quality Index) - effekter av näringspåverkan
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer				
Syrgasförhållande	Ej klassad			
Ljusförhållande	Otillfredsställande	4,04 meter	10 meter	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Näringsämnen	Måttlig			Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd kväve - sommar	Måttlig	20,30 µmol/l	12 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd kväve - vinter	Måttlig	28,02 µmol/l	17 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd fosfor - sommar	Otillfredsställande	0,95 µmol/l	0,4 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Totalmängd fosfor - vinter	Otillfredsställande	1,13 µmol/l	0,7 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Löst oorganiskt kväve (DIN) - vinter	Otillfredsställande	10,87 µmol/l	4 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Löst oorganiskt fosfor (DIP) - vinter	Måttlig	0,62 µmol/l	0,4 µmol/l	Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen
Särskilda förorenande ämnen	God			
Arsenik	Ej klassad			
Koppar	God	25 mg/kg TS1	52 mg/kg TS1	
Kemisk status	Uppnår ej god			
Antracen	Uppnår ej god	0,05 mg/kg TS1	0,02 mg/kg TS1	
Bensen	Ej klassad			
Bromerad difenyleter	Uppnår ej god	> 0,0085 µg/kg VV2	0,0085 µg/kg VV2	
Diklormetan	Ej klassad			
Naftalen	Ej klassad			
Tetrakloretylen	Ej klassad			
Triklloretylen	Ej klassad			
Tributyltenn föreningar	Uppnår ej god	71 µg/kg TS1	1,6 µg/kg TS1	
Bly och blyföreningar	God	46 mg/kg TS1	120 mg/kg TS1	
Kadmium och kadmiumföreningar	God	0,62 mg/kg TS1	2,3 mg/kg TS1	
Kvicksilver och kvicksilverföreningar	Uppnår ej god	> 20 µg/kg VV2	20 µg/kg VV2	
Nickel och nickelföreningar	Ej klassad			
Dioxiner och dioxinlika föreningar	Ej klassad			
Fluoranten	God	0,48 mg/kg TS1	2 mg/kg TS1	
Perfluoroktansulfonsyra och dess derivater (PFOS)	Ej klassad			
Benso(a)pyren	Ej klassad			

3.1.2.1 Miljökvalitetsnorm

Miljökvalitetsnorm (förvaltningscykel 3) för ekologisk status är måttlig ekologisk status år 2039 (VISS, 2022). Undantag i form av tidsfrist till år 2027 för näringsämnen, då det bedöms som tekniskt omöjligt att uppnå god status tidigare med anledning av utsläpp från jordbruksmark, urban markanvändning, avloppsreningsverk och enskilda avlopp. Tidsfrist finns även till år 2039 på grund av Malmö hamnområdes naturliga förhållande och att återhämtning av ekosystemet inte kommer vara möjligt innan dess med anledning av påverkanstryck från jordbruk och omgivande vatten. För konnektivitet i kustvatten finns undantag i form av tidsfrist till år 2027, då det bedöms tekniskt omöjligt att uppnå god status tidigare till följd av påverkanstryck från bland annat turism och rekreation, industri och sjöfart. Parametrarna hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd har mindre stränga krav till måttlig ekologisk status, då det anses tekniskt omöjligt att uppnå god status utifrån påverkanstryck från sjöfart (VISS, 2022).

Miljökvalitetsnorm (förvaltningscykel 3) för kemisk ytvattenstatus är god kemisk ytvattenstatus (VISS, 2022). Undantag för kemisk ytvattenstatus föreslås som mindre stränga krav för bromerade dietylstrar samt kvicksilver då det anses tekniskt omöjligt att uppnå till följd av atmosfärisk deposition. Tidsfrist till år 2027 föreslås för tributyltenn och antracen då det bedöms tekniskt omöjligt att uppnå tidigare till följd av påverkanstryck från transport och infrastruktur samt förorenade områden. (VISS, 2022).

Utifrån uppsatta och förslagna miljökvalitetsnormer för Malmö hamnområde är den största problematiken i vattenförekomsten höga halter av näringsämnen, förändrad hydrologisk regim samt höga halter av bromerade dietylstrar, kvicksilver, tributyltenn och naftalen. Av nämnd problematik bedöms avloppsreningsverk främst påverka mängden näringsämnen och utgör tredje största antropogena påverkantypen av näringsämnen efter jordbruk och dagvatten bortsatt från påverkan från omgivande vattenförekomst (VISS, 2022).

3.1.2.2 Identifierade miljöproblem enligt VISS

Enligt SMHI Vattenwebb (2022) kom den största belastningen av kväve och fosfor på Malmö hamn för perioden 2010–2020 från jordbruket, som stod för 83 % av kvävebelastningen och 74 % av fosforbelastningen, i jämförelse med avloppsreningsverk, som stod för 2 % av kvävebelastningen och 2 % av fosforbelastningen. Eftersom Öresund har kraftiga strömmar sker ett stort nettoutflöde av kväve och fosfor mellan närliggande vattenförekomster.

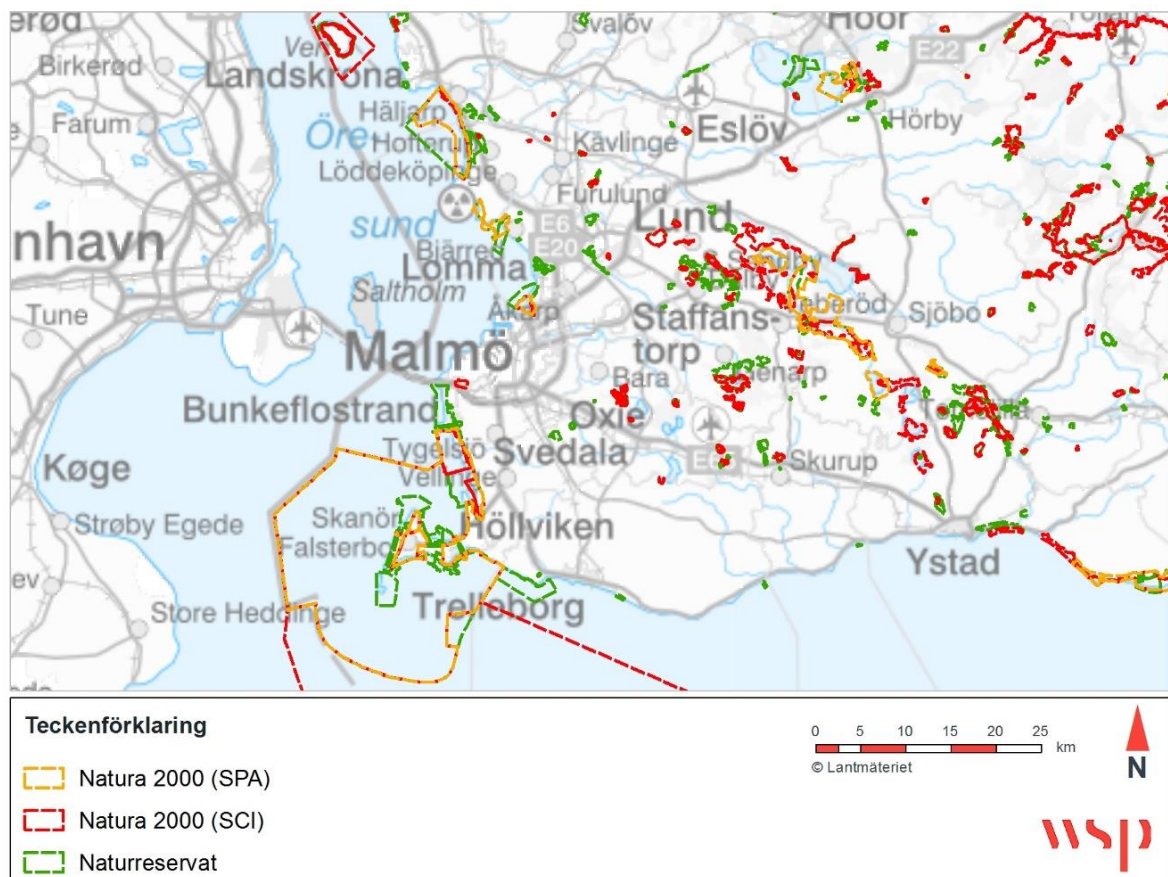
I Malmö hamn finns två farleder som räknas som riksintresse. Farlederna måste ha ett tillräckligt stort vattendjup som kan upprätthålla sjöfarten och de fartyg som ankommer Malmö hamn, vilket påverkar de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna i vattenförekomsten.

3.2 Skyddade områden och arter

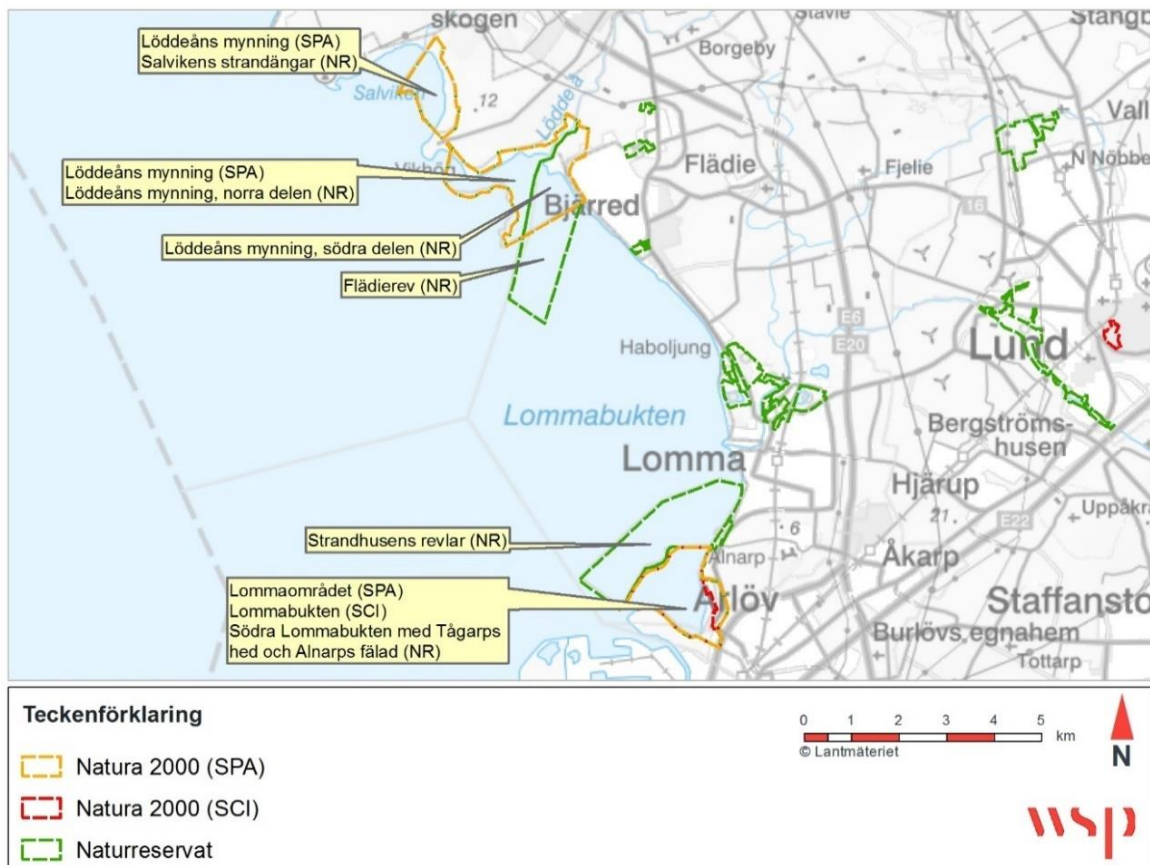
Det finns totalt nio områdesskydd i Lommabukten varav sex är naturreservat och tre är Natura 2000-områden (se Tabell 6 samt Figur 4 och Figur 5). Några av områdesskydden överlappar varandra helt eller delvis vilket innebär att de till stor del innefattar samma miljöer och naturvärden. I Tabell 6 redovisas samtliga skyddade områden inom Lommabukten.

Tabell 6 Utpekade områdesskydd i Lommabukten, som utgörs av naturreservat och Natura 2000-områden enligt Art och habitatdirektivet (SCI) och fågeldirektivet (SPA). För natura 2000-områdena anges områdets svenska ID inom parentes (Skyddad natur, 2022)

Områdesskydd	Typ	Areal (ha)
Salvikens strandängar	Naturreservat	135,3
Löddeåns mynning (norra delen)	Naturreservat	193,7
Löddeåns mynning (södra delen)	Naturreservat	154,7
Flädier ev	Naturreservat	180,4
Södra Lommabukten med Tågarps hed och Alnarps fålad	Naturreservat	256,2
Strandhusens revlar	Naturreservat	345,3
Löddeåns mynning (SE0430091)	Natura 2000 (SPA)	483,9
Lommabukten (SE0430148)	Natura 2000 (SCI)	219,8
Lommaområdet (SE0430173)	Natura 2000 (SPA)	247,8



Figur 4 Utpekade områdesskydd längs Skånes väst- och sydkust, som utgör naturreservat eller Natura 2000-områden enligt Art- och habitatdirektivet (SCI) och fågeldirektivet (SPA).



Figur 5 Utpekade områdesskydd i Lommabukten, som utgör naturreservat (NR) eller Natura 2000-områden enligt Art- och habitatdirektivet (SCI) och fågeldirektivet (SPA).

3.2.1 Områdesskydd

3.2.1.1 Löddeåns mynning, Natura 2000 enligt fågeldirektivet (SPA), Salvikens strandängar (naturreservat), Löddeåns mynning norra delen (naturreservat) och Löddeåns mynning södra delen (naturreservat)

Natura 2000-området Löddeåns mynning (SPA) omfattar de tre naturreservaten, se Figur 5, Löddeåns mynning (södra delen), Löddeåns mynning (norra delen) och Salvikens strandängar samt delvis naturreservatet Flädierev. Salvikens strandängar bildades 1990 och består av ett långgrunt havsstrandområde som växlar mellan sandstrand med tångbankar och marskland med sandrevlar som friläggs vid lågvatten.

Området utgör rastställe och övervintringslokal för vadarfåglar, änder och gäss (Länstyrelsen i Skåne, 2019). Strax söder om Salvikens strandängar ligger Löddeåns mynning, ett grunt område med salta strandängar uppdelat i den norra och södra delen av mynningen. Mynningen har ett högt botaniskt värde och den specifika vegetationen ger området en unik fågelfauna. Enligt bevarandeplanen till Natura 2000-området Löddeåns mynning finns 20 fågelarter som är utpekade för området, bland annat sångsvan (*Cygnus cygnus*), havsörn (*Haliaeetus albicilla*), kungsörn (*Aquila chrysaetos*), ljungpipare (*Pluvialis apricaria*), fisktärna (*Sterna hirundo*), silvertärna (*Sterna paradisaea*) och jorduggla (*Asio flammeus*). Även häckande årta (*Spatula querquedula*), skedand (*Spatula clypeata*), brun kärrhök (*Circus aeruginosus*), vattenrall (*Rallus aquaticus*), tofsvipa (*Vanellus vanellus*), rödbena (*Tringa totanus*) och skäggmes (*Panurus biarmicus*) har påträffats.

Bevarandemål

Syftet med Natura 2000-området är att bevara livskraftiga populationer av de arter som nämns i bevarandeplan och att utbredningsområdet inte ska minska. Vidare mål med koppling till havet och som kan komma att påverkas av Sjölunda avloppsreningsverk är att "det ska finnas en rik fiskfauna i havet och en rik evertebratfauna på strandängarna" (Länstyrelsen i Skåne, 2019). Hot mot området som tas upp i bevarandeplanen är höga halter av näringsämnen och en försämrad vattenkvalitet, som indirekt, via övergödning, grumling och minskat siktdjup, kan påverka de arterna som ska bevaras.

3.2.1.2 Flädierev (naturreservat)

Utanför Bjärred ligger det kommunala marina reservatet Flädierev (se Figur 5). Reservatet ligger på ett grunt havsområde (0–9 meter) där stora delar av botten består av ålgräsängar (*Zostera marina*). Reservatet är framförallt viktigt för sjöfågel, speciellt som miljö för både vila och övervintring.

Syfte med naturreservat

Skälet för att naturreservatet infördes var för att skydda de marina miljöerna på grunda havsbottnar. Ålgräsängar pekas ut som en särskilt skyddsvärd biotop som står värd för en stor biologisk mångfald. Naturreservatet ska skyddas mot fysiska ingrepp som kan påverka havsmiljön negativt.

3.2.1.3 Strandhusens revlar (naturreservat)

Strandhusens revlar är precis som Flädierev ett kommunalt marint reservat (se Figur 5). Området ligger grunt (0–7 meter) och har områden som täcks med ålgräs (*Zostera marina*) men även kala sandbottnar. Reservatet är viktigt för framförallt sjöfågel, speciellt som miljö för både vila och övervintring. Troligtvis rör sig både gråsäl, knubbsäl och tumlare inom reservatet (Palmu & Björn, 2018b). På djup under en meter påträffas blommande vegetation till exempel nateväxter som borstnate (*Stuckenia pectinata*) (Palmu & Björn, 2018a).

Syfte med naturreservat

Syftet med naturreservatet är att bevara områdets naturliga dynamik samt skydda dess värdefulla marina naturmiljöer som det beskrivs i beslutet. Syftet är även att "Det grunda havsområdet med dess mjukbottnar, revlar och ålgräs-/sjögräsängar ska bevaras och områdets förutsättningar som uppväxt-, levnads- och/eller födosökmiljö för fåglar, ryggradslösa djur, fisk, och däggdjur ska tryggas" (Palmu & Björn, 2018b). I skötselplanen ska statusen för ålgräs bevaras eller förbättras.

3.2.1.4 Södra Lommabukten med Tågarps hed och Alnarps fälad (naturreservat), Lommaområdet (Natura 2000, SPA) och Lommabukten Natura 2000, SCI)

Naturreservatet Södra Lommabukten med Tågarps hed och Alnarps fälad sammanfaller till stor del med de två Natura 2000-områdena Lommaområdet (SPA) och Lommabukten (SCI), enligt fågeldirektivet (SCA) respektive art- och habitatdirektivet (SCI). Området utgörs huvudsakligen av havsmiljö, på grunt vatten med sandrevlar och täta ålgräsängar. Botten utgörs av sand med inslag av grus som utgör en viktig lek- och yngelplats för fisk (Jansson A. , 2005b.) Området ligger nära Segeåns mynning, där höga halter av näringsämnen läcker ut från omgivande jordbruksmark vilket orsakar en hög växtproduktion i reservatet.

Syftet med reservatet är att bevara den biologiska mångfalden (fågelfaunan) samt värdefulla naturmiljöer (Berg, Carlsson, & Gradin, 2008). Strandängarna har tack vare sina salttåliga arter en speciell insektsfauna. För området utgörs bland andra skärfläcka (*Recurvirostra avosetta*), fisktärna

(Sterna hirundo), skedand (Spatula clypeata), strandskata (Haematopus ostralegus), tofsvipa (Vanellus vanellus) och gulärta (Motacilla flava) karakteristiska fågelarter.

Bevarandemål

Det övergripande bevarande målet är att nedanstående nämnda naturtyper (areal i ha) ska ha gynnsam bevarande status:

- Sublittoral sandbankar (1110 ha)
- Estuarier (1130 ha)
- Ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten (1140 ha)
- Annuell vegetation på driftvallar (1210 ha)
- Perenn vegetation på steniga stränder (1220 ha)
- Ler- och sandsediment med glasört och andra annueller (1310 ha)
- Salta strandängar (1330 ha)

För marina miljöer gäller att: "Vattenkvaliteten skall bibehållas god. Sublittoral sandbankar skall ha högst tillståndsklass 2* för totalfosfor, totalkväve och klorofyll a, och ler-, och sandbottnar som blottas vid lågvatten och estuarier skall ha högst tillståndsklass 3" (Jansson, 2005a). För tillståndsklass så åsyftas Naturvårdsverkets rapport 4914 "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav". God vattenkvalitet och ingen övergödning pekas ut som en förutsättning för gynnsam bevarande status i området.

3.2.1.5 Kusträckan Häljarp-Lomma med inland (riksintresse naturvård)

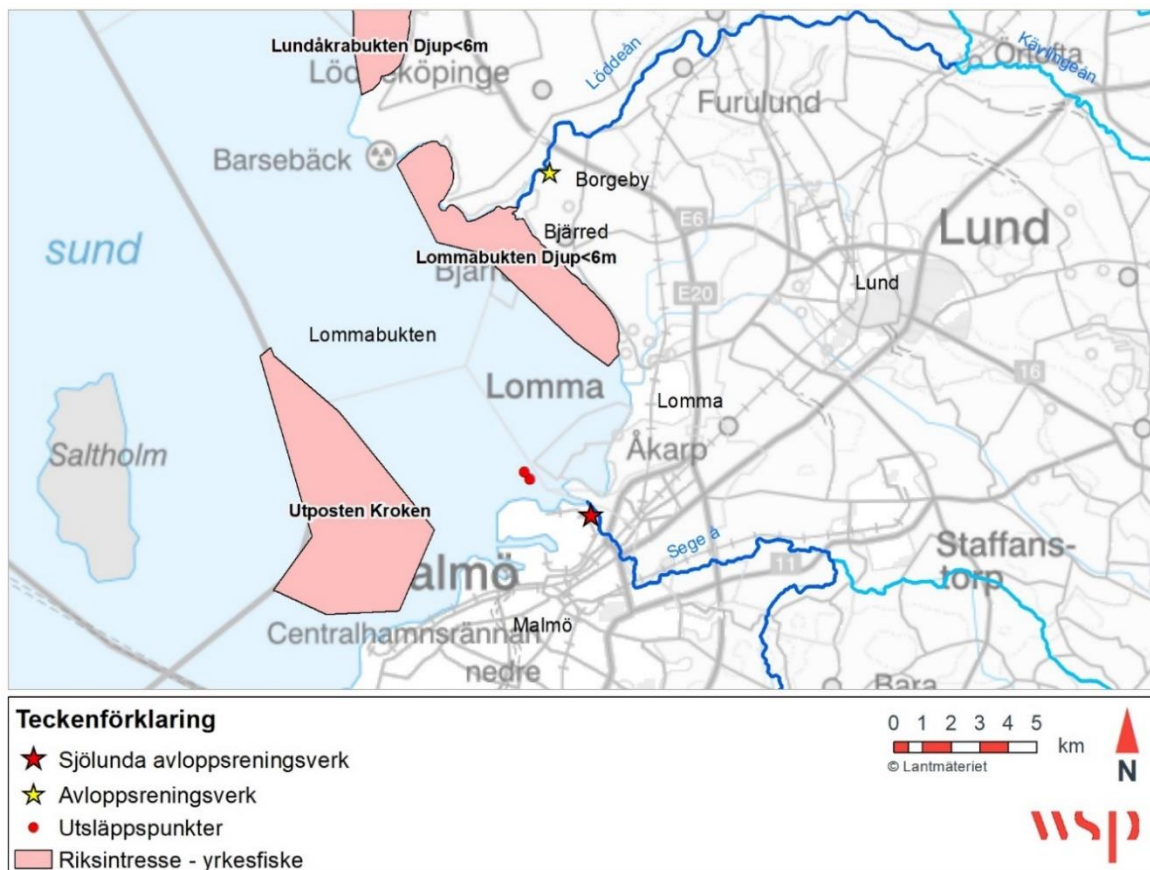
I norra delen av Lommabukten, norr om Bjärred, finns ett riksintresse för naturvård enligt 3 kap. 6 § MB vid namn Kusträckan Häljarp-Lomma med inland som sträcker sig från Löddeåns mynning längs kusten norr mot Häljarp och Lundåkrabukten. I Lommabukten sammanfaller med områdesskydden vid Löddeåns mynning Natura 2000-område samt naturreservaten Salvikens strandängar, Löddeåns mynning norra delen och Löddeåns mynning södra delen (se avsnitt 3.2.1.1). Riksintresset omfattar slätt/sandvandringskust, öppen kust samt strand med isälvsdelta, odlingslandskap med naturbetesmark och äng samt mad vid vattendrag.

3.2.1.6 Höje å från Genarp till Lomma (riksintresse friluftsliv, 3 kap. 6 §)

Kring Höje å och dess mynning ligger riksintresset för friluftsliv enligt 3 kap. 6 § MB vid namn Höje å från Genarp till Lomma. Området omfattar Höje å inklusive ett långrunt sandstrandsområde i Lommabukten (Lomma beach) och välbesökta fritidsområden med badstrand vid Habo Ljungs camping. Området anses ha särskilt goda förutsättningar för berikande upplevelser i natur och kulturmiljöer samt särskilt goda förutsättningar för vattenknutna friluftaktiviteter och därmed berikande upplevelser. Som förutsättningar för bevarande och utveckling av områdets värden bör bland annat naturvärden vårdas och utvecklas. Försämring av vattenkvalitet kan enligt föreskrifterna skada värdena. Då riksintresset bland annat omfattar badplatsen vid Haboljungs camping kan påverkan på badvattenkvalitet påverka riksintresset.

3.2.1.7 Riksintresse för yrkesfiske

I Lommabukten finns två områden som är utpekade som riksintresse för yrkesfiske, Järred (50) samt Utposten (49), då det finns ett aktivt yrkesfiske i området, se Figur 6. Områdena utgör viktiga lekområden och rekryteringsområden till för torsk, ål och flatfisk.



Figur 6 Områden som omfattas av riksintressen för yrkesfiske i Lommabukten.

3.2.1.8 Riksintresse sjöfart

Malmö hamn ligger i Lommabukten söder om befintliga utsläppspunkter för Sjölunda avloppsreningsverk. I anslutning till Sjölunda avloppsreningsverks utsläppspunkter finns två riksintressen för farleder sjöfart; farled Malmö rederi - Malmö Frihamn (sjöväg 232, klass 1, TEN-T) samt farled Malmö rederi – Malmö Oljehamn (sjöväg 231, klass 1, TEN-T). Totalt finns sju farleder i anslutning till Lommabukten och Malmö hamn (5 st – klass 1, 1 st – klass 2). Två ankarplatser för sjöfart, ankarplats 4 Kullen – Malmö redd (O Pinhättan) och ankarplats 5 Kullen – Malmö redd (O Pinhättan), finns vid Lommabukten. Inom riksintressena för sjöfart får inte åtgärder vidtas som kan försvåra tillkomsten eller nyttjandet av anläggningar eller farleder, exempelvis genom att ett visst djup garanteras inom farleden.

3.2.2 Skyddade arter och miljöer

3.2.2.1 Befintlig marin miljö

Lommabukten har trots en begränsad yta en ekologisk betydelse för fiskbestånden i Öresund eftersom det finns många grunda områden som är produktiva och artrika. Detta beror på förekomsten av sandiga grunda bottenar där vattnet snabbt värms upp och områdena utgör på så vis viktiga yngelområde för lerskädda (*Hippoglossoides platessoides*), sandskädda (*Limanda limanda*), skrubbskädda (*Platichthys flesus*) och piggvar (*Scophthalmus maximus*).

Delar av botten är vegetationsfri men även områden med produktiva ålgräsängar (*Zostera marina*) finns på ett djup av 0,5–10 meter. Ålgräsängar kan breda ut sig över stora ytor och binder sedimentet och sand på botten vilket gör att vattnet blir klarare och näringsämnen binds lokalt. Förutom viktiga skydd för fisk och kräftdjur utgör sjögräsängarna skydd för erosion mot kusten. Här kan olika yngel växa upp då de kan hitta föda och skydd. Både öring (*Salmo trutta*) och lax (*Salmo salar*) simmar gärna in och söker föda i ålgräsängar under de högproduktiva månaderna.

Enligt uppgifter från Artportalen och SHARK SMHI förekommer flertalet fridlysta och rödlistade arter inom vattenförekomsterna Lommabukten och Malmö hamnområde, se Tabell 7

Tabell 7 Rödlistade och fridlysta arter dokumenterade inom vattenförekomsterna Lommabukten och Malmö hamnområde. (Data för åren mellan 2000 och 2022, hämtad 2022-12-16 och 2023-01-12). (Artdatabanken, 2022) (SMHI, Sharkwebb, 2023)

Art	Rödlistan	Artskydds-förordningen	Habitat-direktivet
Gräsäl (<i>Halichoerus grypus</i>)	Livskraftig (LC)	5 §	Bilaga 2 och 5
Knubbsäl (<i>Phoca vitulina</i>) /Knubbsäl (<i>Phoca vitulina</i> , östersjöpopulationen)	Livskraftig (LC)/Sårbar (VU)	5 §	Bilaga 2 och 5
Sydlig östersjöhjärtmussla (<i>Parvicardium hauniense</i>)	Sårbar (VU)	-	-
Torsk (<i>Gadus morhua</i>)	Sårbar (VU)	-	-
Tumlare (<i>Phocoena phocoena</i>) /Tumlare (<i>Phocoena</i> , östersjöpopulationen)	Livskraftig (LC)/ Akut hotad (CR)	4–5 §	Bilaga 2 och 4
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)	Akut hotad (CR)	-	-
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	Sårbar (VU)	-	-

3.2.2.2 Ålgräs – *Zostera marina*

En nyckelart för det biologiska livet i Lommabukten är ålgräs, som även är utpekad som viktig att bevara i ovan nämnda skyddade områden. Arten beskrivs därför mer ingående.

Ålgräs är en fröväxt som anpassat sig till en marin miljö som stabiliserar sediment och ger ett viktigt habitat för många organismer. I Sverige utgör ålgräs basen för mycket artrika ekosystem med hög primär- och sekundärproduktion. Närsalter och koldioxid tas upp ur vattnet av ålgräs och dess påväxtalger (epifyter). Växtligheten binder därefter närsalterna och koldioxiden i sedimentet vilket minskar övergödning. Även organiska föroreningar tas upp och binds till sedimentet vilket bidrar till förbättrad vattenkvalité. Dessa viktiga ekosystemtjänster medför att en sjögräsäng inte kan ersättas med något annat habitat som makroalger eller musslor.

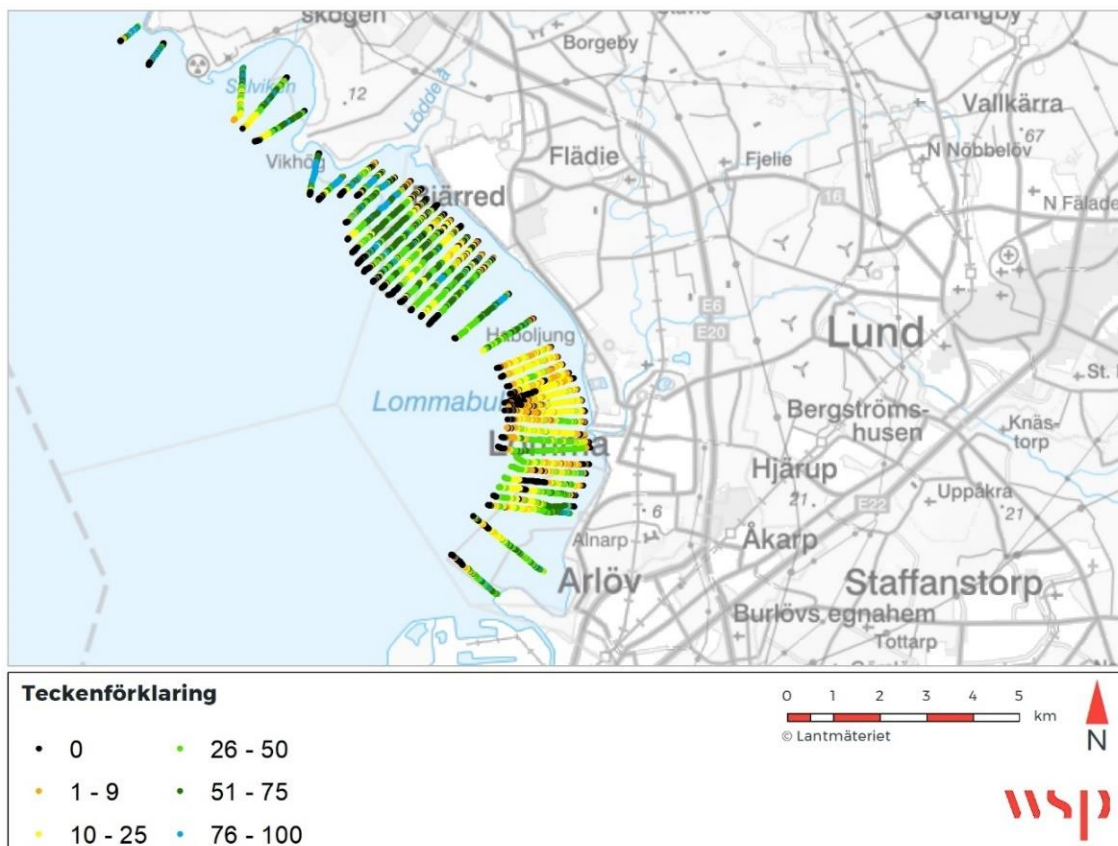
Eutrofiering eller övergödning tros också vara ett av de allvarligaste hoten mot grunda kustekosystem och ålgräsängar i Sverige (Rosenberg, R. m.fl., 1990), (Baden, Gullström, Lundén, Pihl, & Rosenberg, 2003)). Om näringsförhållanden rubbas skapar det en obalans i systemet och mikro- och makroalger, arter som normalt är begränsade, får en chans att explodera i sin tillväxt och ta över, vilket leder till att ålgräsängar påverkas av bland annat skuggning.

Östersjön är idag kraftigt påverkad av övergödning vilket medför ett ökat antal växtplankton och fintrådiga alger som medfört minskad djuputbredningen av fleråriga alger (Rosenberg, R. m.fl., 1990) (Bernes, 2005). Indikatorer finns att Östersjöns sjögräsbestånd påverkats mindre av övergödning än i Bohuslän. Vidare visar en studie att skottäthet och biomassa av ålgräset i Öresund och vid Skånes sydkust ökat under de senaste 10 åren (Lundgren, Olsson, Sjölin, & Nylander, 2006)

En möjlig förklaring till att övergödning och fintrådiga alger har större effekt på ålgräs i Bohuslän mot Östersjön kan vara skillnaden i salthalt. Bohuslän ligger på ~ 30 ppm medan Östersjön varierar mellan 5–10 ppm. I Östersjön växer sjögräset även djupare och mer exponerat, vilket kan hindra att tjocka algmattor från att ansamlas. Betningstrycket av kräftdjur på fintrådiga alger är högre i Östersjön än Bohuslän vilket tycks bero på färre antal små rovfiskar och rovkraftdjur i Östersjön (Jephsson, Nyström, Moksnes, & Baden, 2008). Detta ger mindre skuggning och därmed bättre levnadsförhållande för sjögräs.

3.2.2.3 Ålgräs i Lommabukten

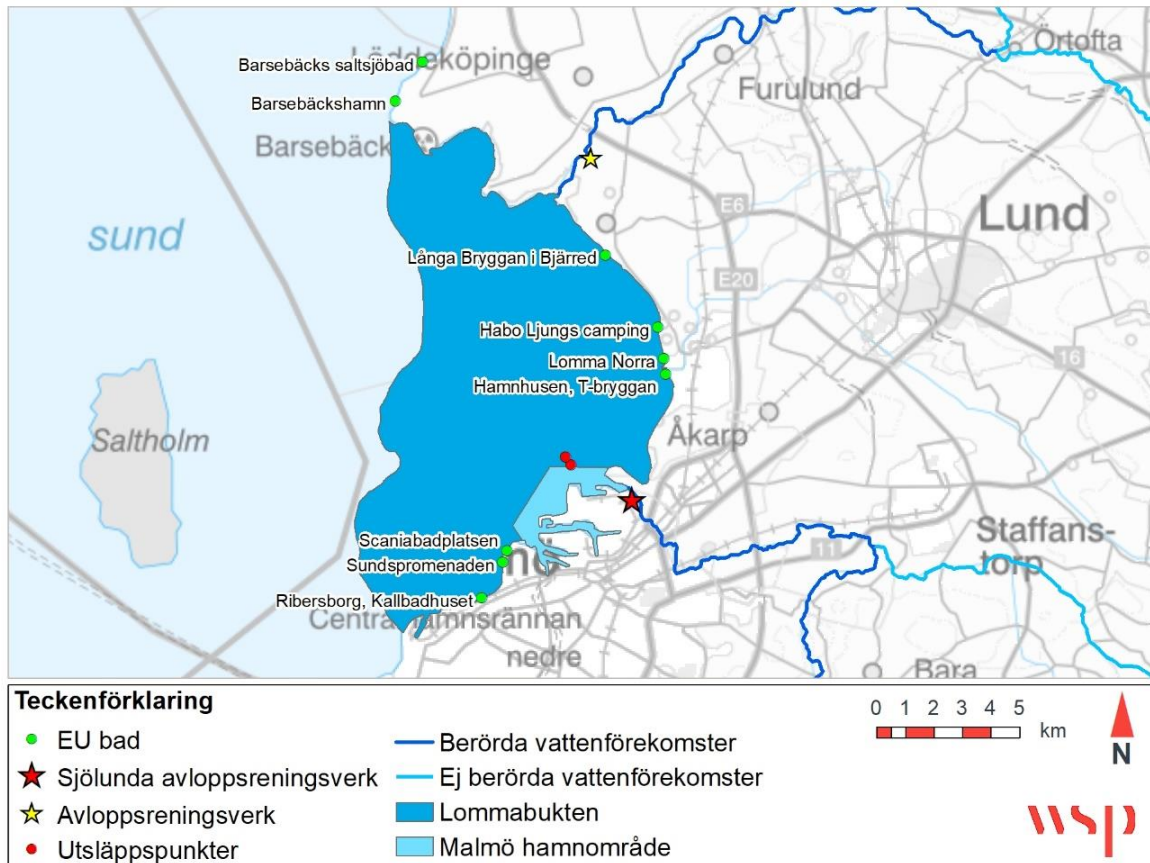
Under 2016 genomfördes på uppdrag av Länsstyrelsen en inventering av ålgräs i Lommabukten, se Tabell 7. Arten noterades på samtliga inventerade lokaler, ofta med hög täckningsgrad (Länstyrelsen i Skåne, 2017). 2018 utförde även vattenvårdsförbundet Kävlinge å och vattenvårdsförbundet Höje å en inventering av sjögräs i åarnas mynningar. De 31 inventerade transekterna visade på god status för arterna med en medeldjuputbredning på 7,7 meter (Toxicon, 2017).



Figur 7 Täckningsgrad (%) av ålgräs i Lommabukten. Totalt inventerades 43 transekter och ålgräs noterades på samtliga lokaler (Länstyrelsen i Skåne, 2017).

3.3 Badplatser

Inom vattenförekomsten Lommabukten finns sju officiella EU-bad som omfattas av badvattendirektivet (se Figur 8): Långa Bryggan i Bjärred (SE617925-132517), Habo Ljungs camping (SE617669-132700), Lomma Norra (SE617559-132720), Hamnhusen, T-bryggan (SE617504-132724), Scaniabadplatsen (SE616892-132160), Sundspromenaden och Ribersborg, Kallbadhuset (SE616727-132070). Badplatserna kontrolleras 3 eller 4 gånger varje badsäsong för bakterier (VISS, 2022). Inga officiella bad som omfattas av badvattendirektivet ligger inom vattenförekomsten Malmö hamnområde.



Figur 8 Översikt över befintliga badplatser i Lommabukten. Badplatser markerade med grön prick som omfattas av EU:s badvattendirektiv där följande badplatser ligger i Lommabukten: Långa Bryggan i Bjärred, Habo Ljungs camping, Lomma Norra, Hamnhusen, T-bryggan, Scaniabadplatsen och Ribersborg, Kallbadhuset

4 Metod

4.1 Avgränsning

Avgränsningar och antaganden som har gjorts inom projektet redovisas nedan. Avgränsningar och antaganden som gjorts för i recipientutredningen för inlandsvatten redovisas i bilaga 6.1. En närmare beskrivning för modelleringarna beskrivs i bilaga 6.2 och 6.3.

- Modellen utgår från år 2016, som antagits utgöra ett representativt normalår för hydrologin i Lommabukten.
- Sjölunda avloppsreningsverk utsläpp bygger på dygnsmedelvärden för perioden 2017–2021. Samtliga parametrarna har inte provtagits vid alla tillfällen, använda årtal redovisas för varje parameter i respektive resultattabell (Tabell 13 - Tabell 15)
- Utsläppen från inlandsavloppsreningsverken bygger på månadsmedelvärden utifrån uppmätta halter i utgående vatten under perioden 2017–2021 i den mån detta varit möjligt.
- I det fall uppmätt halt understiger analysens detektionsgräns har halva detektionsgränsen använts vid beräkningen av medelvärde.
- Utsläppet har i modelleringen antagits utgöra ett punktutsläpp med jämnt fördelat utsläppsflöde mellan Sjölunda avloppsreningsverks norra och södra utsläppspunkt, fördelningen av flödet mellan utsläppspunkterna kan påverka modellresultatet.
- När det gäller näringsämnen och syreförbrukning har modelleringen gjorts för utsläppshalterna 0,2 mg/l fosfor, 6 mg/l kväve och 6 mg/l BOD₇ från Sjölunda avloppsreningsverk som huvudalternativ. Alternativa halter har även modellerats i scenario P6b och P6C (0,1 mg/l fosfor och 5 mg/l kväve). För nutid och nollalternativet ingår även utsläppen från inlandsverken (Borgeby och Svedala avloppsreningsverk) i de två vattendragen.
- Näringsämnen i modelleringen har betraktats som konservativa vilket innebär att inga processer som för ut näringsämnen ur systemet (ex sedimentering, denitrifikation, makroalgers upptag, större djurs betning av alger) antas ske. Antagandet kan innebära att påverkan från näringsämnen är något överskattat.
- Halter av näringsämnen i Lommabukten bygger på månatliga medelvärden för perioden 2017–2021 för stationerna ÖVF 4:8, ÖVF 4:11 och Öresund 4, medan Malmös hamnområde saknar mätstation.
- För syrgasförbrukande ämnen har modellerats som helt suspenderade och utgår från nedbrytningen av halten BOD₇ på djup större än 10 meter. Utvärderingen har begränsats till perioden september-oktober som har lägst syrgashalt utifrån tillgängliga mätdata. För utsläppen i vattendragen har antagandet gjorts att de syreförbrukande ämnena antingen bryts ned i vattendragen innan de når Lommabukten eller följer med färskvattnet ut och bryts ner i ytvattnet som alltid är mättat med syrgas.
- För särskilda förorenande ämnen och prioriterade ämnen har avgränsning gjorts till ämnen som i utsläppspunkten släpps ut i halter som överstiger gränsvärden enligt föreskrifterna HVMFS 2019:25.
- Läkemedelssubstanser som inte omfattas av föreskrifterna HVMFS 2019:25 men vars utsläpp bedöms medföra en miljörisk utifrån genomförda studier har inkluderats. Bedömningen bygger på underlag i utsläppen från Sjölunda avloppsreningsverk (medelvärde för år 2019) och uppmätta halter i Lommabukten.

- Ett antagande om 90 % rening har antagits för framtida scenarion vid uppskattning av koncentrationen av smittämnen (se bilaga M6.2).
- För att illustrera smittorisken för nutid samt scenario P6B och P6C har en QMRA-modell använts, som ursprungligen använts för att utreda risker i dricksvatten. Smittorisken presenteras i antalet dagar som smittorisken är större än 0,01 % men mindre än 1 % för en person med nedsatt immunförsvar. En person med nedsatt immunförsvar har valts då dessa personer är känsligare och löpar större risk att bli sjuk vid förekomsten av en lägre dos patogener.

4.2 Beräkningsmodell för predikterad framtida miljöbelastning

När renat avloppsvatten släpps i Lommabukten sker först en initial utspädning nära utloppet. Denna första spädning styrs av utsläppets initiala hastighet samt skillnader i densitet. Därefter styrs utspädningen av rådande förutsättningar i Lommabukten. Viktiga parametrar för spädningen är vattenhastighet och hur turbulent vattnet är (turbulent diffusion). I kustvatten är ofta den turbulenta spridningen snabbare i horisontell led än i vertikal led då turbulensen bromsas av skiktningar i vattenmassan. Hur snabbt en förorening späds ut beror på advektion (att föroreningen följer med rådande strömmar), turbulent diffusion, termiska förhållanden och gradienter i salinitet. Dessa faktorer förändras i tid på grund av väder och årstid samt i rum på grund av bottenpografi och omblandning. Det är därför svårt att fastställa ett värde för en förorenings spädning.

För att kunna ta hänsyn till samtliga faktorer som påverkar ett utsläpps spridning och spädning har en beräkningsmodell upprättats över de delar av Öresund som innefattar de berörda vattenförekomsterna. Med modellen genomförs beräkningar av hur spridning och spädning av renat avloppsvatten föreligger för de olika scenarierna (inkl. utsläppen från de två avloppsreningsverken med utsläpp i vattendrag som mynnar i Lommabukten). Beräkningsmodellen har byggts upp i programvaran MIKE 3 och MIKE 3 FM och baseras på verkliga indata så som batymetri, vindhastighet och tillrinnande flöden. Modellen har inte tagit hänsyn till någon initial spädning vid utsläppsanordningar eller diffusor som finns i utsläppspunkte idag. Utifrån modellens upplösning bedöms detta dock inte påverka resultatet för modellerade scenarier. För mer ingående beskrivning kring modellering se bilaga M6.2 och M6.3.

Specifika beräkningar har genomförts av totalkväve- och totalfosforhalt, löst oorganiskt kväve (DIN), löst oorganisk fosfor (DIP), nedbrytningen av BOD₇, patogener vid badplatser för scenario P6B och P6C (se bilaga M6.3) samt utspädningen av ett fiktivt spårämne i recipienten för de fyra studerade scenarierna.

Modellen är inte en exakt beskrivning av verkligheten, men ett noggrant sätt att beskriva relationen mellan utsläpp och berörda kustområden i Öresund. Fördelen med en modell är att den kan ta hänsyn till variation över tid i form av varierande flöden och vindar och dels mellan olika delar av vattenförekomsten som berörs av utsläppet. Beräkningsmodellen används för att kvantifiera och tydliggöra hur Sjölunda avloppsreningsverk påverkar ytvatten ur ett vattenkemiskt perspektiv i de olika utsläppsscenierna. För mer detaljerad information om beräkningsmodellen, se underlagsrapporter i bilaga M6.2 (nutid och nollalternativ) och bilaga M6.3 (scenario P6C och P6B).

4.3 Analys av hur en utbyggnad av Malmö hamn skulle påverka spridningsmodelleringen

Delar av Malmö hamnområdet omfattas av Detaljplan för del av fastigheten Hamnen 22:164 m.fl. (Norra hamnen, delområde 2) i Hamnen i Malmö (DP 5625) med planer på att bygga ut hamnen, vilket bland annat omfattar en utfyllnad i Malmö hamnområde för att öka hamnytan. För att bedöma hur en framtida utbyggnad skulle påverka spridningsmodellen i underliggande rapport har ett modelleringstest utförts där beräkningsnätet inkluderade den planerade framtida hamnytan. Som underlag till modelleringen har tidigare utförd studie av Sweco Environment AB (2020) använts, som undersökte hur den planerade utbyggnaden skulle påverka de generella strömmönstren i området. Studien visade att utbyggnaden endast skulle resultera i en lokal påverkan runt utbyggnaden (Sweco Environment AB, 2020).

För att säkerställa att utbyggnaden av Malmö hamnområde inte kommer påverka spridning och spädnings av det rena avloppsvattnet från Sjölunda avloppsreningsverk undersöktes detta specifikt. Beräkningsnätet i modellen modifierades efter ritningarna i studie från Sweco (Sweco Environment AB, 2020). Därefter modellerades spridningen av ett fiktivt ämne som släpps ut från nuvarande utsläppspunkter vid Sjölunda avloppsreningsverk för två versioner av beräkningsnätet, ett med och ett utan utbyggnaden av hamnområdet. Resultaten utvärderades dels generellt i Lommabukten, dels specifikt inne i naturreservatet Tågarps hed (närmst närliggande, skyddat område).

Slutsatsen av modelleringen är att utbyggnaden av hamnområdet inte medför några mätbara skillnader i koncentrationer av ett generiskt ämne som släppts ut i recipienten från nuvarande utsläppspunkter vid Sjölunda avloppsreningsverk. Då påverkan längs kusten minskar om utsläppspunkten från Sjölunda avloppsreningsverk flyttas längre ut i Lommabukten dras slutsatsen att en utbyggnad av hamnområdet inte påverkar de modellerade resultaten för utsläppspunkterna P6B och P6C, som ligger längre ut från kusten (bilaga M6.3).

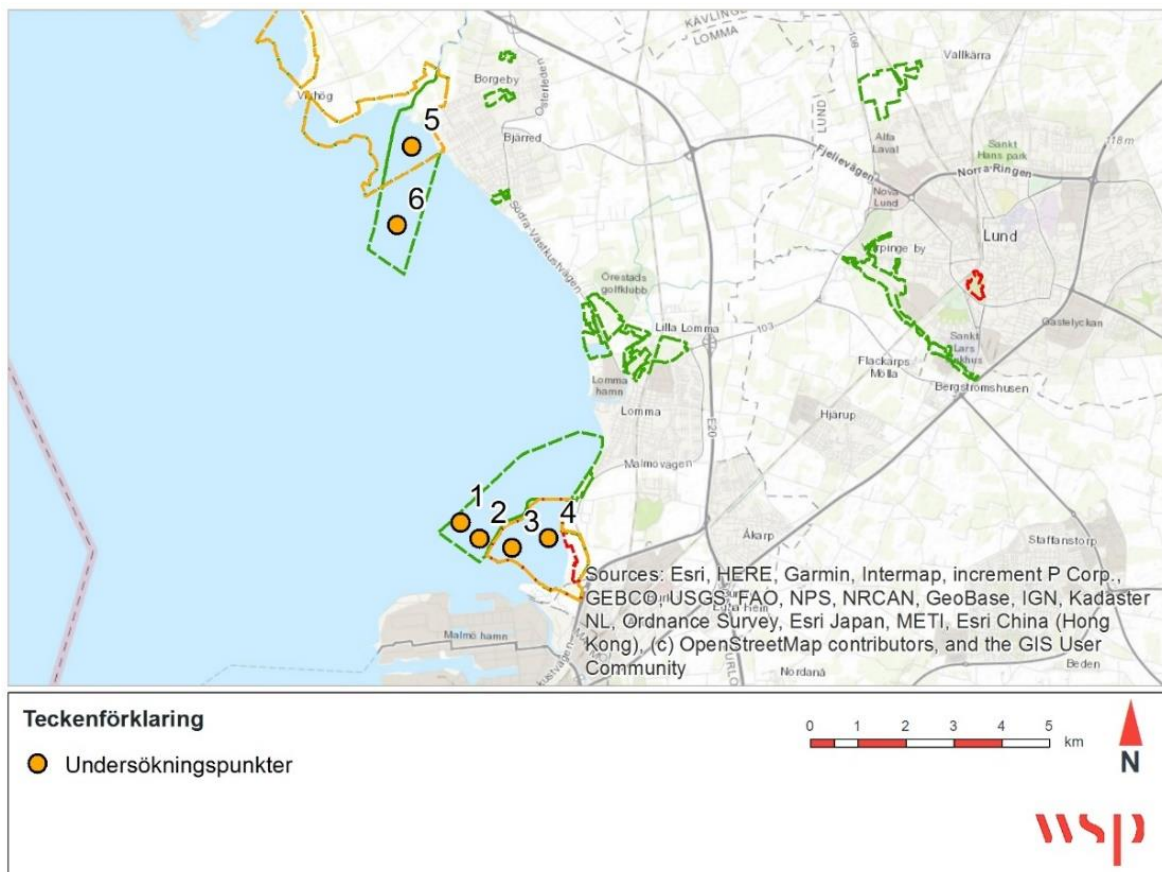
Därmed skulle resultaten ifrån innevarande utredningen och påverkansbedömning fortsättningsvis vara aktuellt även efter en utbyggnad av Malmö hamnområde.

4.4 Utvärdering av miljöpåverkan

Påverkan på berörda vattenförekomster har utvärderats för varje enskilt scenario. Beräknad spridning och spädnings av renat avloppsvatten i kombination med resultat från tidigare genomförda undersökningar ligger som underlag till bedömningen. För de ämnen som ej modellerats specifikt har utspädningen av ett fiktivt spårämne använts för att bedöma arean för olika utspädningsgrad i recipienten. Påverkan på ytvattenrecipienten värderas mot identifierade skyddsvärden och ett urval av kvalitetskrav som återfinns för kustvatten inom svensk vattenförvaltning och svensk miljölagstiftning. I denna utredning har följande kriterium använts i bedömningen av miljöpåverkan:

- God kemisk och ekologisk miljöstatus enligt HVMFS 2019:25 avseende kvalitetsfaktorer och parametrar som är kopplade till villkorade utsläppsparametrar samt identifierade miljörisker för utsläpp av behandlat avloppsvatten (se tabell 8).
- PNEC-värde (Predicted No Effect Concentration) för läkemedel som inte ingår i HVMFS 2019:25 (den högsta koncentrationen av en substans i miljön där toxiska effekter på den akvatiska miljön inte kunnat påvisas).

- Villkor fastställda i bevarandeplanen för Natura 2000-områdena Lommabukten (Jansson, 2005a). Villkor är att uppmätta halter av fosfor och kväve inte ska överstiga tillståndsklass 2 (NV 4914) för de områden som klassas som Natura 2000-naturtyp 1117. Områden som klassas som Natura 2000-naturtyp 1140 får inte tillståndsklass 3 överstigas (NV 4914). Haltnivåer har modellerats avseende fosfor och kväve i sex punkter, se Figur 9
- Identifierade skyddsvärden för de sex naturreservaten, som bland annat omfattar ålgräsängar. För naturreservaten Flädierev och Strandhusens revlar har samma halter som i fastställda villkor i bevarandeplanen för Natura 2000-området Lommabukten använts. Haltnivåer har modellerats avseende fosfor och kväve i sex punkter, se Figur 9.
- Påverkan på ålgräs, bevarandearter inom Natura 2000-området och berörda naturreservat, enligt riktvärden från rapporten Chesapeake Bay (Koch, Bartleson, Stevenson, & Rybicki, 2000)). Gynnsamma förhållanden för undervattensvegetation, däribland ålgräs, behöver halten löst oorganiskt kväve (DIN) understiga 0,15 mg/l och halten löst oorganisk fosfor (DIP) understiga 0,01 mg/l under perioden april-oktober vid mesohaline salthalt.
- Tjänlig badvattenkvalité enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten (HVMFS 2012:14) med avseende på risken för smittspridning, se Tabell 8.



Figur 9 Undersökningspunkter för påverkan på Natura 2000 (röd och orange) och naturreservat (grön) i Lommabukten.

Tabell 8 Kvalitetsfaktorer och parametrar som ingått i bedömningen av god ekologisk och kemisk miljöstatus enligt HVMFS 2019:25 för berörda kustvattenförekomster i Lommabukten och som identifierats som miljörisk för utsläpp av behandlat avloppsvatten samt risk för smittspridning för påverkan på badvattenkvalité

Kvalitetsfaktor	Parameter
Ekologisk status	
Näringsämnen	Totalmängd kväve - sommar
	Totalmängd kväve – vinter
	Totalmängd fosfor – sommar
	Totalmängd fosfor – vinter
	Löst oorganiskt kväve (DIN) – vinter
	Löst oorganiskt fosfor (DIP) – vinter
Särskilda förorenande ämnen	Bisfenol A
	Ciprofloxacin
	Diklofenak
	17-alfa-etinylöstradiol
	17-beta-östradiol
	Ammoniak
	Arsenik
	Koppar
	Krom
	Zink
Kemisk status	
	Bly och blyföreningar
	Kadmium och kadmiumföreningar
	Kvicksilver och kvicksilverföreningar
	Nickel och nickelföreningar
	Diethylhexylftalat (DEHP)
	Polybromerade difenyletrar (PBDE)
	Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS)
	Tributyltenn (TBT)
	Benso(b)fluoranten
Övrigt ämnen (ingår ej i HVMFS 2019:25)	
Syretärande ämnen	BOD-ämnen
Läkemedelssubstanser	Losartan, Oxazepam, Azitromycin, Klaritromycin, Citalopram, Sertralin, Östron (E1), Ibuprofen, Imidaklopid, Metoprolol, Tramadol, Naproxen, Furosemid, Atenolol, Karbamazepin, Erytromycin, Sulfametoxazol, Flukonazol, Trimetoprim, Paracetamol, Propranolol, Ketokonazol, Zolpidem, Acetamiprid, Metotrexat, Thiametoxam, PFOA, Venlafaxin, Bensotriazol
Smittspridning	
Parasiter	Cryptosporidium
Bakterier	Campylobakter, E. coli, Intesteinala Enterokocker
Virus	Norovirus, Rotavirus

4.5 Insamling av information

Insamling av information har gjorts från flera olika källor. Utsläppsdata från Sjölunda avloppsreningsverk har tillhandahållits av VA SYD och hämtats från miljörapporter för åren 2017 2021 samt övriga provtagningsdata från genomförda provtagningar. Information kring recipienten och dess förutsättningar (miljöstatus, områdesskydd, förekomst av arter etc.) har hämtats från följande öppna källor:

- VISS, Vatteninformationssystem Sverige, <https://viss.lansstyrelsen.se/>
- Vattenkartan, <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399>
- SMHI Vattenwebb, <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>
- Skyddad natur (karttjänst) Naturvårdsverket, <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>
- Öresunds vattenvårdsförbund, <http://www.oresunds-vvf.se/>
- Länsstyrelsen Skåne, <https://www.lansstyrelsen.se/skane.html>
- Länsstyrelsernas geodatakatalog, <https://ext-geodatakatalog.lansstyrelsen.se/GeodataKatalogen/>
- Artportalen, <http://www.artportalen.se/>
- Artdatabanken, <http://www.artdatabanken.se/>
- SMHI Sharkwebb, <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkweb>

I analys och bedömning av påverkan har stöd även inhämtats från vetenskapliga artiklar, se referenslista i avsnitt 7.

4.6 Presentation av resultat

Modellering har utförts som visar hur olika delar av recipienten berörs av renat avloppsvatten i de olika scenarierna. Fysikaliska och kemiska brytgränser som identifierats inom bevarandeplaner eller i föreskrifter avseende vattenkvalitet (se kapitel 3.3) visualiseras på en tvådimensionell karta för att möjliggöra en jämförelse av påverkan mellan de olika scenarierna.

Resultatet för parametrarna under kvalitetsfaktorn näringsämnen och nedbrytningen av BOD₇ presenteras i enskilda figurer. För övriga studerade ämnen (särskilda förorenande ämnen, prioriterade ämnen, läkemedelssubstanser) presenteras spridning och omblandning mellan kust- och utsläppsvatten i figurer för varje scenario. Figurerna kompletteras med en tabell där beräkningar av den erforderliga omblandning av utgående halter som krävs för att kustvattnet skall omfattas av god vattenkvalité redovisas. Liknade presentation av resultatet används för att bedöma påverkan på skyddade arter och miljöer utifrån aktuella bevarande mål.

5 Resultat

Metod inklusive avgränsningar presenteras i avsnitt 4. Samtliga resultat av genomförda modelleringar presenteras i sin helhet i bilaga 6.2 för de två scenarierna nutid och nollalternativ samt i bilaga 6.3 för scenario P6B och P6C.

Inför valet av alternativa utsläppspunkterna för modellering av scenario P6B och P6C har valen avgränsats med hänsyn till farleder och ankringsplatser för sjöfart samt skyddade områden som finns i Lommabukten. Eftersom utsläppspunkter längre österut inte varit aktuella, då de innebär utsläpp närmare skyddade områden, har utredningen fokuserats till följande jämförelse:

1. Befintliga utsläppspunkter (nutid och nollalternativ)
2. Utsläppspunkter inom korridor mellan farled och naturreservat från befintliga utsläppspunkter i riktning mot nordväst, se figur 2 (scenario P6B och P6C)

Utsläppspunkter väster om farleden bedöms ofördelaktig på grund av risken för skada som en förlängning av ledningen över en farled medför. För scenario P6B och P6C antas att avloppsvatten som belastar vattendragen med mynning i Lommabukten omfördelas till Sjölunda avloppsreningsverk. Belastningen och påverkan av avloppsvatten på vattendragen Kävlingeån (Lödde å) och Sege å (totalt fyra vattenförekomster) försvinner och endast påverkan på den största recipienten, och den i sammanhanget minst känsliga, Lommabukten kommer i framtiden att belastas av utsläppet.

5.1.1 Näringsämnen

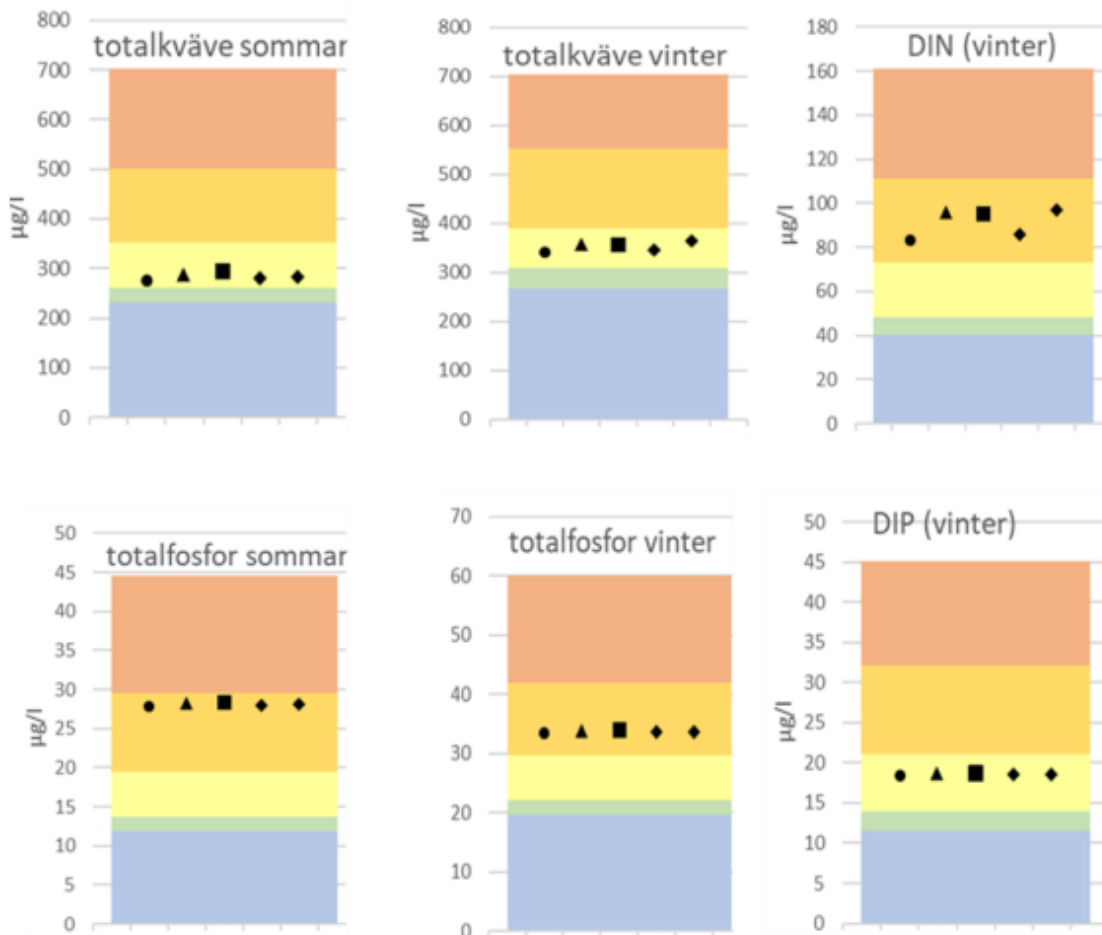
Varken de nuvarande utsläppen eller utsläpp från scenario P6B eller P6C leder till att någon miljöstatus för ingående parameter i näringsämnen överskrider sin klassgräns för befintlig miljöstatus, se Figur 10. I diagrammet framgår att tillskottet av näringsämnen från VA SYD inte innebär förändrade förutsättningar i vattenförekomsten avseende näringsämnen eftersom de olika scenarierna inte förändrar befintlig miljöstatus. Då både scenario P6B och P6C ligger inom samma klass jämfört med nutid så bedöms utsläppspunkternas position ha en mindre betydelse för påverkan av näringsämnen. Scenario P6B resulterar i en mindre förbättring för samtliga parametrar inom befintlig klass. Resultatet är i linje med vattenförekomstens identifierade näringsbelastning där avloppsreningsverkets totala bidrag är underordnat övriga källor (se Tabell 3).

Vid en ombyggnation av Sjölunda avloppsreningsverk förbättras reningsgraden i verket, vilket betyder att även om volymen utgående vatten ökar så minskar utsläppen av näringsämnen, se Tabell 9. I de framtida scenarierna P6B och P6C minskar mängden utgående fosfor med ca 3 ton per år och mängden utgående kväve med ca 184 ton per år jämfört med nutida utsläpp. Om Sjölunda avloppsreningsverk istället drivs vidare enligt nollalternativ ökar utsläppet av fosfor med ca 3 ton per år och utsläppet av kväve med ca 64 ton kväve per år.

Tabell 9 Totalt utsläpp fosfor och kväve i ton per år för de olika scenarierna för Sjölunda inklusive inlandsverken (Borgeby och Svedala avloppsreningsverk) i de scenarion de finns kvar.

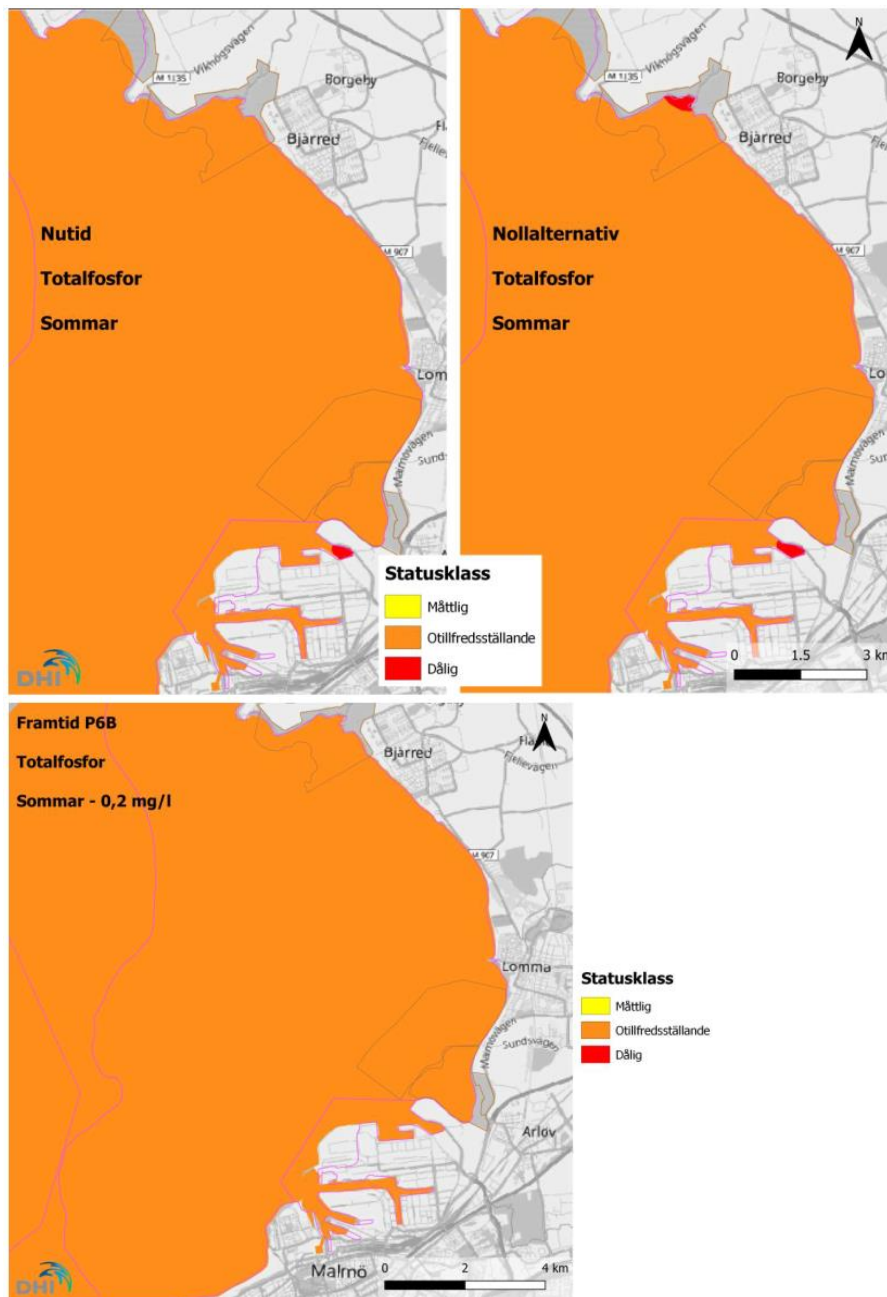
	Fosfor (ton/år)	Kväve (ton/år)
Sjölunda avloppsreningsverk (nutid)	14	506
Nollalternativet	17	570
Sjölunda avloppsreningsverk (framtid)	11	322

För kvalitetsfaktorn näringsämnen föreligger ingen generell risk till en försämrad miljöstatus i Lommabukten för samtliga scenarion. Parametern totalfosfor sommar är den parameter som ligger närmst klassgränsen med risk för försämring, klassgränsen överskrids dock inte för parametern i något av scenarierna. Nollalternativet medför den högsta belastningen och de högs halterna av näringsämnen i Lommabukten av scenarierna. Scenario P6B och P6C leder till den lägsta belastningen (belastningen är densamma i båda scenarierna), P6B leder dock till något lägre halter i de innersta, grunda delarna av Lommabukten jämfört med P6C.



Figur 10 Sex staplar som visar olika statusklassningar (röd=dålig, orange=otillfredsställande, gul=måttlig, grön=god och blå=hög) för kväve och fosfor. Respektive scenario representeras av geometriska former (bakgrundshalt=punkt, nutid=triangel, nollalternativ=kvadrat, P6B=romb vänster, P6C=romb höger). Inget av scenarierna försämrar statusen för vattenförekomsten Lommabukten. Den parameter som ligger närmst en lägre klassgräns är totalfosfor undre sommaren, där nollalternativet ligger närmst klassgränsen. Diagrammet utgör en schematisk bild av halterna inom sitt klassningsintervall varav halter ej redovisas.

I Figur 11 visas hur miljöstatusen avseende parametern fosfor i vattenförekomsterna påverkas i olika delar av Lommabukten. Figuren för P6B och P6C ser likadana ut varav figur för P6C inte redovisas i Figur 12. I nutid och nollalternativet försämrar miljöstatusen för områdena närmast land i jämförelse med scenario P6B och P6C, främst vid vattendragens mynning. Det är också i dessa grunda områden där de högsta naturvärdena återfinns. Påverkan är störst för nollalternativet. Scenario P6B och P6C beräknas inte resultera i någon förändring av statusen i någon del av vattenförekomsten.

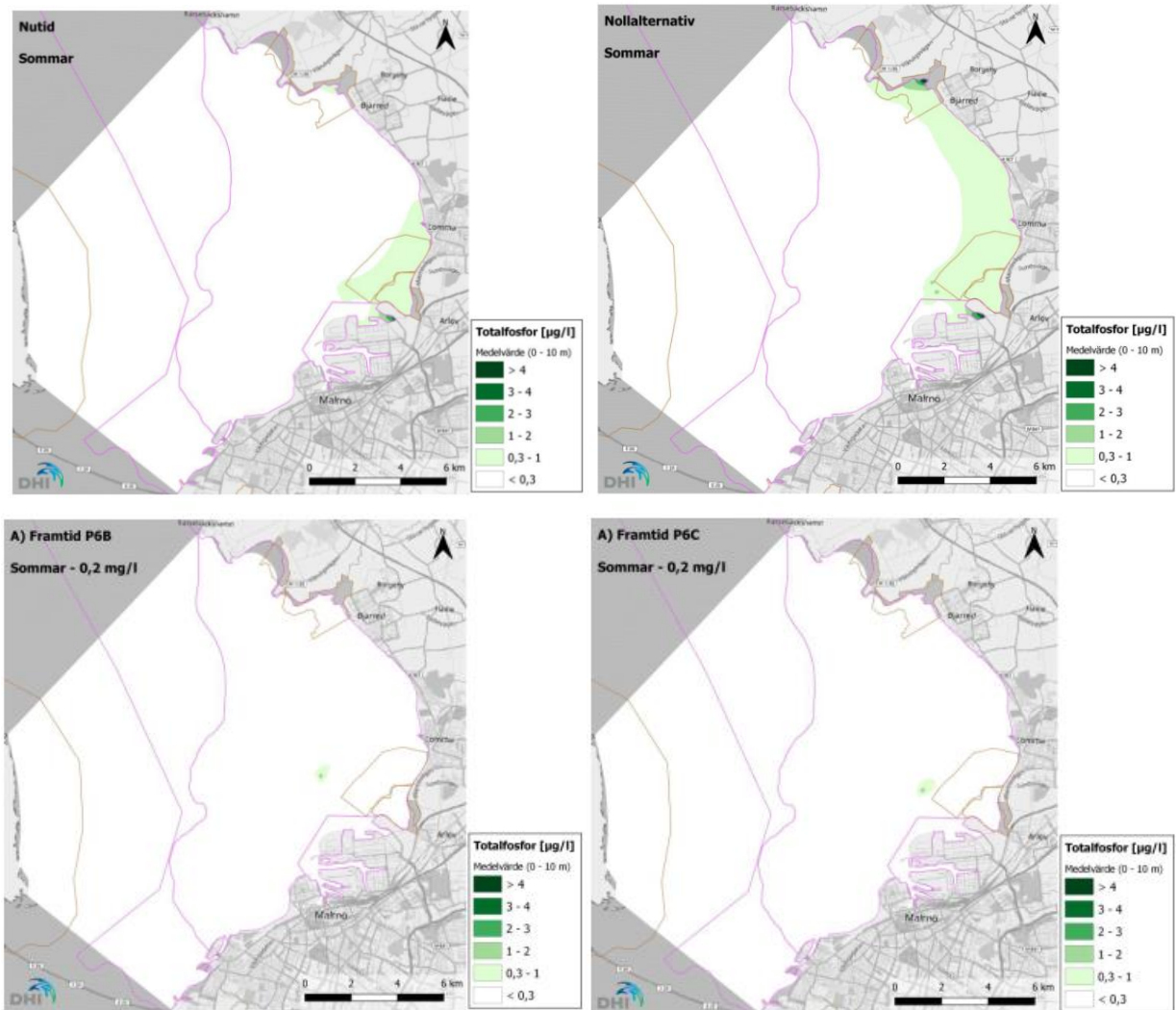


Figur 11 Klassning av vattenförekomsten avseende parametern totalfosfor under sommarmånaderna (juni-augusti). Vänster övre panel är nutid (nuläge) med belastning från Sjölunda avloppsreningsverk och inlandsverken (Borgeby och Svedala avloppsreningsverk) via åarna, och högra övre panel nollalternativet för framtiden. Nedre panel visar scenario P6B, igen figur redovisas för scenario P6C då figuren för P6B och P6C ser likadana ut. Orange området innebär otillfredsställande status, röda områden innebär dålig status. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.

Storleken på höjningen av fosforhalten under sommaren för de olika scenarierna visas i Figur 12. Spridningsmönstret visar en förhöjd halt i de grunda områdena i den inre delen av Lommabukten där utsläppet för Sjölunda avloppsreningsverks utsläppspunkter och belastningen från vattendragen samverkar.

För scenario P6B och P6C syns effekterna av att inlandsverkan upphört genom att ingen haltökning sker i de grunda områdena. För scenario P6C är utsläppsplymen rör sig österut mot land utan att röra sig in över de grunda områdena. För scenario P6B rör sig utsläppsplymen med strömmen åt norr.

Utsläppsplymerna i scenario P6B och P6C är båda små jämfört med nutid och nollalternativet. Scenario P6B har en något mindre utsläppsplym än scenario P6C. För vattenförekomsten Malmö hamnområde minimeras delen av vattenförekomsten som har förhöjda halter (mörk gröna områden) under sommaren då utsläppen från avloppsverken via Kävlingeån och Sege å har upphört i scenario P6B och P6C. För nollalternativet ökar utsläppen och området med dålig status.



Figur 12 Samtliga bilder visar tillförd fosforhalt ifrån Sjölanda avloppsreningsverk på 0-10 meters djup under sommarmånaderna (juni-augusti) för det område som berörs för samtliga scenarier. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon

I Tabell 10 och Tabell 11 visas hur stor andel av Lommabukten som utsläppen från Sjölunda avloppsreningsverk och inlandsverken påverkar vid de tre mätpunkterna som ligger till grunden för klassning av vattenförekomsten (se figur 5-1 i bilaga M6.3). Påverkan av mätpunkterna i scenario P6B och P6C är betydligt mindre än för nuläge och nollalternativet, främst med avseende på löst oorganiskt kväve och fosfor vintertid. Av scenario P6B och P6C ligger punkten i scenario P6B längre ut från kusten än i scenario P6C och ger minst höjning av halterna vid mätpunkterna. Ingen av de nya utsläppspunkterna (scenario P6B och P6C) resultera i en påverkan som leder till en förändring av aktuell statusklassningen för näringsämnen i vattenförekomsten. Enligt Figur 10 ligger samtliga scenarier inom samma klassningsintervall för samtliga parametrar. En flytt av utsläppspunkten enligt scenario P6B innebär en signifikant minskning i påverkan vid mätstationerna jämfört med nuläget.

Tabell 10 Andel av studerade näringsfraktioner som härrör från reningsverken i de tre mätpunkterna i Lommabukten för nutid respektive nollalternativ.

Parameter	Andel av totala tillförseln i mätpunkterna i Lommabukten utifrån nutid: Sjölunda ARV med inlandsverk.			Andel av totala tillförseln i mätpunkterna i Lommabukten utifrån nollalternativ: Sjölunda ARV med inlandsverk		
	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4
Mätstation						
Totalkväve sommar	3 %	4 %		5 %	7 %	
Totalkväve vinter	6 %	7 %	<1 %	5 %	6 %	<1 %
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	15 %	19 %	1 %	15 %	17 %	1 %
Totalfosfor sommar	1 %	1 %		2 %	2 %	
Totalfosfor vinter	1 %	2 %	<1 %	2 %	2 %	<1 %
Löst oorganisk fosfor (DIP) vinter	1 %	1 %	<1 %	2 %	2 %	<1 %

Tabell 11 Andel av studerade näringsfraktioner som härrör från reningsverken i de tre mätpunkterna i Lommabukten för P6B respektive P6C.

Parameter	Utsläpp i scenario P6B för 6 mg/l kväve och 0,2 mg/l fosfor			Utsläpp i scenario P6C för 6 mg/l kväve och 0,2 mg/l fosfor		
	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4
Mätstation						
Totalkväve sommar	1 %	1 %		2 %	1 %	
Totalkväve vinter	1 %	1 %	<1 %	2 %	2 %	<1 %
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	3 %	3 %	1 %	6 %	5 %	1 %
Totalfosfor sommar	<1 %	<1 %		<1 %	<1 %	
Totalfosfor vinter	<1 %	<1 %	<1 %	1 %	1 %	<1 %
Löst oorganisk fosfor (DIP) vinter	1 %	<1 %	<1 %	1 %	<1 %	<1 %

5.1.1.1 Alternativa halter

Beräkningar gjordes även för andra utsläppshalter för scenario P6B och P6C. För fosfor testades halten 0,1 mg/l, som visar på en förbättring mot halten 0,2 mg/l men då 0,2 mg/l inte försämrar statusen blir resultatet avseende miljöstatus oförändrad.

För kväve testades halten 4 mg/l mot de ovan redovisade i

Tabell 11 (6 mg/l), som visar på en minskad spridningsplym än den högre halten. Ingen av de högre halterna medförde dock en förändring av miljöstatusen i Lommabukten. Eftersom kväve ligger långt från klassgränsen leder den lägre halten (4 mg/l) inte till någon förändrad miljöstatus i Lommabukten.

5.1.2 Syrgasförbrukning

Syrgasförbrukningen har beräknats för vatten som är djupare än 10 meter, vilket definieras som bottenvatten i HVMFS 2019:25. Det finns ingen data som visar på att Lommabukten har ett utbrett problem med syrebrist på bottenvatten. Syrgasomsättningen i Lommabukten bedöms vara god och kvalitetsfaktorn syrgasförhållanden har hög status. I medel är syrgashalten i Lommabukten (0,5 meters djup) cirka 8 - 12 mg/l och har vid en enstaka mätning gått ner till 2 mg/l.

Då reningsgraden i scenario P6B och P6C förbättras bedöms mängden BOD₇ minska ned till cirka 322 ton år per år jämfört med den nutida belastningen, se Tabell 12. Drivs verksamheten istället vidare enligt gällande tillstånd och framtida flöden så ökar utsläppet av BOD₇ med cirka 282 ton per år till 673 ton/år.

Tabell 12 Totalt utsläpp BOD₇ per år och ton för de olika scenarierna inklusive inlandsverken (Borgeby och Svedala avloppsreningsverk) i de scenarion de finns kvar.

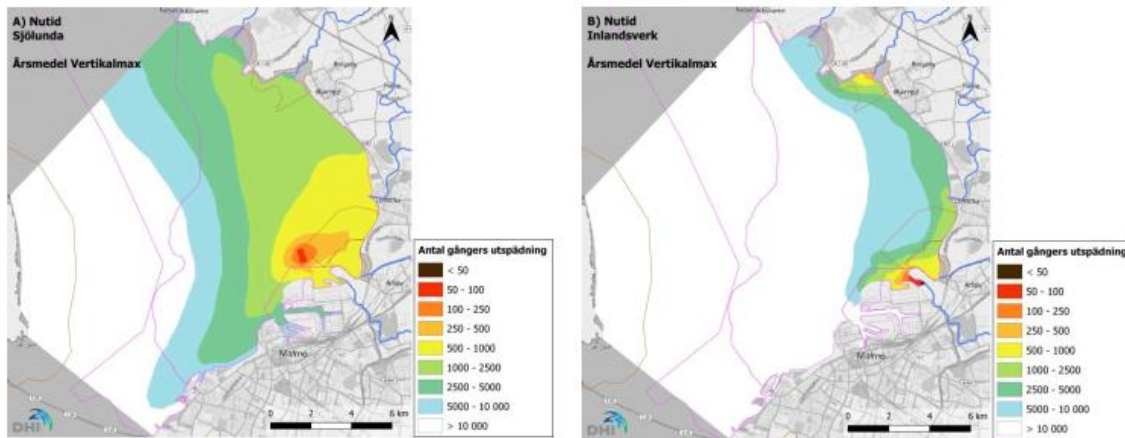
	BOD ₇ (ton/år)
Sjölunda avloppsreningsverk (nutid)	391
Nollalternativet	673
Sjölunda avloppsreningsverk (framtid)	322

För nuläget och nollalternativet ligger den maximala halten för syreförbrukningen över 1 µg/l per dag på djup över 10 meter, innersta delen av Lommabukten. Utbredningsområdet med högsta halt (över 1 µg/l per dag) utgör en mindre del av Lommabukten, området angränsar till naturreservatet och Natura 2000-område Tågarps hed. Vid Tågarps hed överstiger halten inte 2 µg/l per dag. För scenario P6B och P6C går syreförbrukningen som mest upp till 1 µg/l per dag, med maxhalt cirka 0,5 µg/l per dag och cirka 1 µg/l per dag respektive. Då vattnet i Lommabukten har en syrgashalt på cirka 10 000–11 000 µg/l i medel (SMHI, 2022) är syrgasförbrukningen från Sjölunda avloppsreningsverk obetydlig i området och bedöms därmed inte ha förutsättningar att påverka kvalitetsfaktorn syrgasförhållanden för något scenario.

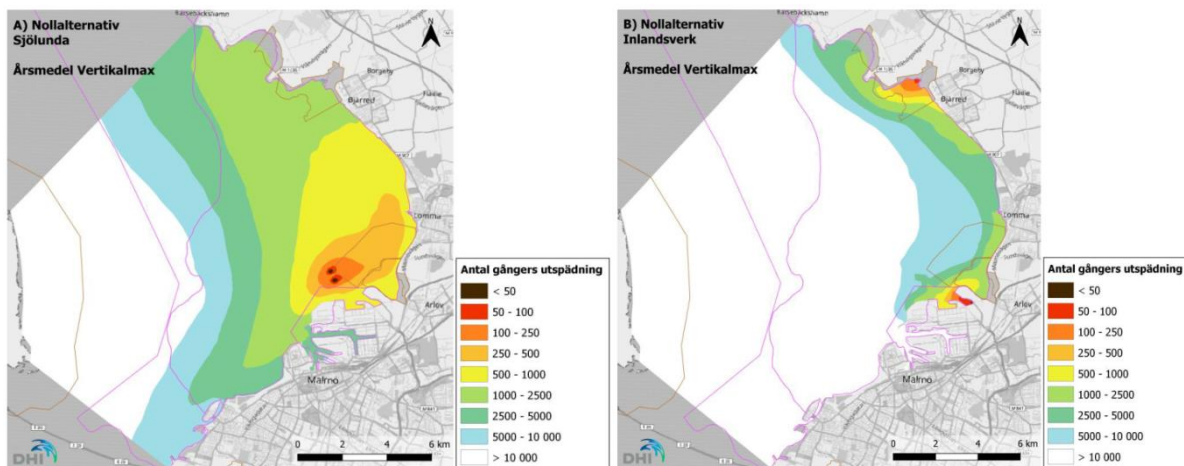
5.1.3 Särskilda förorenande ämnen, prioriterade ämnen och läkemedelssubstanser

Figur 13 - Figur 15 visar medelutspädningen av renat avloppsvatten och recipientvatten för de olika scenarierna. I figurerna används vertikalmax för att få fram årsmedelvärde av minsta utspädningen, vilket betyder att modellen bygger på högsta halten i vattenpelaren oavsett djup. Figur 13a och b och Figur 14a och b redovisar tillsammans utspädningen för nutid respektive nollalternativ. För scenario P6B och P6C har inlandsverkan upphört varav endast utsläppen från Sjölunda avloppsreningsverk visas för scenarierna i Figur 15.

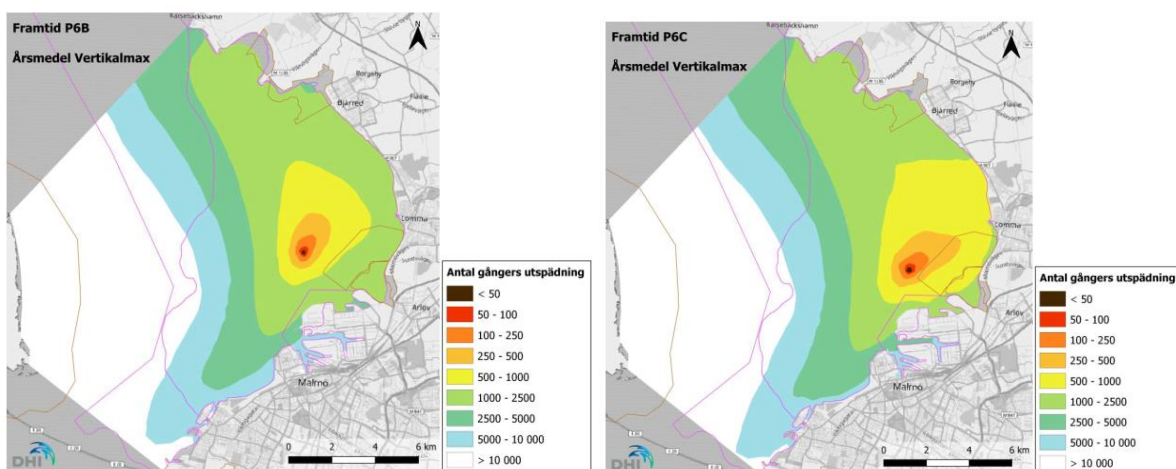
Ombländning av utsläppet med Lommabuktens vatten ökar med ökat avstånd från utsläppspunkten. I nutid (Figur 13) späds det renade vattnet från Sjölunda avloppsreningsverk ut cirka 500–5000 gånger i Lommabuktens inre delar. Utsläppsplymen från utsläppspunkterna trycks idag in mot stranden. Det renade vattnet från inlandsverken kommer, när det når vattendragens mynning, spädas cirka 250 - 10 000 gånger i Lommabukten.



Figur 13 Utspädning för ett spårämne som följer med det reade vattnet från Sjölanda avloppsreningsverk (a) och från inlandsverken (b). Årsmedelvärde av minsta utspädning sett till hela djupet. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med bruna.



Figur 14 Utspädning för ett spårämne som följer med det reade vattnet från Sjölanda avloppsreningsverk (a) och från inlandsverken (b). Årsmedelvärde av minsta utspädning sett till hela djupet. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med bruna.



Figur 15 Utspädning för ett spårämne som följer med det reade vattnet från Sjölanda avloppsreningsverk (a) och från inlandsverken (b). Årsmedelvärde av minsta utspädning sett till hela djupet. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med bruna.

I nollalternativet (Figur 14) ökar utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk till en utspädningen om 500 - 2500 gånger i Lommabuktens inre delar. Påverkan ökar även vid åarnas mynning, varav spädningen av utsläppen blir ca 100-5000 gånger i Lommabuktens inre delar. I det skyddade området Löddeåns mynning beräknas utspädningen av ämnen minska från ca 250 - 500 gångers utspädning i nutid, till ca 50 - 100 gångers utspädning i nollalternativet. Nollalternativet innebär därmed en större påverkan i Lommabuktens inre delar där skyddade områden och naturvärden finns.

För scenario P6B och P6C (Figur 15) styrs utbredningsområdet helt av utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk då inlandsverkens utsläpp upphört, varav påverkan i Lommabuktens inre delar, där naturvärdena finns, minskar i båda scenarierna. Utsläppspunkt i scenario P6B ger en högre utspädning i de strandsnära områdena än utsläppspunkten i scenario P6C, som ligger närmare stranden och där utsläppsplymen trycks inåt land. Spädningen för scenario P6C blir ca 500 - 2500 gånger. I scenario P6B ligger utsläppspunkten längre ut från stranden varav utsläppet till större del fångas upp av strömmarna som leder plymen norrut, vilket ger en spädning på ca 1000 – 2500 gånger. I båda scenarierna ökar utspädningen längs kustområdena mot scenarierna i nutid och nollalternativet. Scenario P6B ger störst utspädning i Lommabuktens inre delar och ger därmed minsta belastningen i områdena med naturvärden.

5.1.3.1 Särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och fördjupad analys av läkemedelssubstanser

Tabell 13 visar ämnen upptagna i HVMFS 2019:25 under kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen (SFÄ). Utsläppshalterna i tabellen är uppmätta medelvärden som redovisas tillsammans med minsta utspädning för att uppnå bedömningsgrunderna.

Samtliga studerade ämnen i Tabell 13 (undantag diklofenak, 17 alfa etinylöstradiol och ammoniakkväve) har utsläppshalter som är så pass låga att det beräknas krävas en utspädning lägre än 50 gånger för att recipients kvalitetskrav ska uppfyllas. Omfattningen av riskområden, som utgör mindre andelar av vattenförekomsten, illustreras i Figur 13-Figur 15. Beräkningen av påverkan stöds av befintligt recipientunderlag som visar god status i samtliga mätstationer. Läkemedelssubstanserna 17-alfa-etinylöstradiol och diklofenk har en utsläppshalt som kräver en utspädning mellan 90- 360 gånger för att recipientens kvalitetskrav ska uppfyllas.

17-alfa-etinylöstradiol är den parameter som kräver störst utspädning för att understiga bedömningsgrunden. Notera att halten i samtliga analyser av parametern var under analysens detektionsgränsen (5 ng/l), som är förhållandevis hög jämfört med bedömningsgrunden i HVMFS 2019:25. I de fall en parameter understiger har halva detektionsgränsen använts.

Vid en jämförelse utgör scenarierna P6B och P6C de alternativ som har minst påverkan. Den största vinsten med scenario P6B och P6C är att utsläppen upphör i de mera känsliga inlandsrecipienterna. Skillnaden mellan de två scenarierna beror på skillnaden i utsläppspunktens geografiska position, belastningen och utsläppshalterna är detsamma i båda scenarierna. Skillnaden i utsläppspunktens position innebär dock en större utspädning i Lommabuktens inre delar och skyddade områden i scenario P6B jämfört med scenario P6C. Beräkningarna visar dock ingen försämring av miljöstatus för något av scenarierna.

Tabell 13 En översikt över särskilda förorenande ämnen (SFÄ) som släpps ut från Sjölunda avloppsreningsverk beräknat på medelvärdet för ammoniak/metaller för perioden 2017–2021 samt medel för läkemedel under 2019. Bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25. Beräknad spädning av utgående halt från Sjölunda avloppsreningsverk som krävs för att gränsvärdet inte ska överskridas.

Substans	Sjölunda ut medel (ng/l)	Bedömningsgrund utifrån HVMFS 2019:25		LOQ ng/l	Uppmätta halter i Lommabukten 2019 (ng/)								Utspädning (ggr)
		Bedömningsgrund (ng/l)	Minsta utspädning (ggr)		VA SYD 1 vattenyta medel	VA SYD 1 botten medel	VA SYD 2 vattenyta medel	VA SYD 2 botten medel	ÖVF 4:8 medel	ÖVF 4:8 medel	ÖVF 4:11 medel	ÖVF 4:11 medel	
Bisfenol A	373	11 000	0	10	n.d	n.d	n.d	n. d	n.d	<LOQ	n.d	12,2	
Ciprofloxacin	29 ¹	100	0	5	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ	n.d	<50 ggr
Diklofenak	884 ¹	10	88	1	3,8	4,1	3,15	2,1	2	1,7	3,5	2,3	50-100
17-alfa-etinylöstradiol	2,5 ^{1, 3}	0,007	357	0.1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	100-250
17-beta-östradiol	2,5 ^{1, 3}	0,08	31	0.1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	250-500
Ammoniak (NH ₃ -N)	101 114 ¹	660 (5700)	153	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	500-1000
Arsenik	1344 ^{1,4}	550 (1100)	2,4	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	1000-2500
Koppar	9940 ^{1,4}	870	11	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	
Krom	2460 ¹	3400	0	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	
Zink	35 600 ^{1,4}	1100	32	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	n:a	

¹Medel för provtagning som utfördes år 2017–2021.

²Halten ammoniak uttryckt som ammoniakkväve (NH₃-N) är beräknat enligt HVMFS 2019:25 med hjälp av uppmät halt ammoniumkväve vid pH 8 och temperatur 10,1 °C.

³Under analysens detektionsgräns, halva detektionsgränsen har angetts som uppmät medelvärde.

⁴I beräkningarna har ingen hänsyn tagits till bakgrundshalt eller biotillgänglighet varav halter som jämförs med bedömningsgrunderna är överskattade.

5.1.3.2 Ammoniak-kväve

För ammoniak-kväve krävs ca 153 gångers omblandning för att inte överstiga årsmedelvärdet, vilket i Figur 13-Figur 15 är områden i mörkare orange färg. Den utgående halten är baserad på nutida medelvärden men för framtida scenario P6B och P6C kommer en ökad rening av kväve ske.

Höga halter av ammoniak-kväve är akuttoxiska för marina arter. Vid en jämförelse medför scenario P6B och P6C högst spädning (ca 1000–2500 respektive ca 500–2500 gånger) i de innersta områdena där skyddade områden och arter finns. Scenario P6B och P6C utgör därmed minst risk för påverkan från ammoniak-kväve av scenarierna. Då kvävereningen kommer öka i framtiden kommer mängd ammoniak i utgående vatten att minska och bli mindre än nutida, uppmätta halter. Högst risk för påverkan uppstår i nollalternativet genom påverkan från utsläppen i vattendragen.

5.1.3.3 Läkemedelssubstanser

Tabell 14 visar läkemedelssubstanser som vid utsläpp till ytvatten kan medföra en miljörisk, baserat på tidigare genomförda studier från utsläpp av läkemedelssubstanser från Sjölunda avloppsreningsverk (medelvärde för perioden 2019) och uppmätta halter i Lommabukten. Position för genomförd provtagning redovisas i Tabell 16. Urvalet av substanser kommer från en rapport ifrån IVL Miljöinstitut (Sehlén, o.a., 2015) uppdaterat under år 2019 inom förstudieprojektet vid Himmerfjärdsverket (Syvab, 2019); (Ågerstrand, 2019) PNEC för citalopram är hämtat från en studie vid Sjölunda avloppsreningsverk (Hoyer, o.a., 2022). Utsläppshalter i tabellen är uppmätt medelvärde som redovisas tillsammans med minsta utspädning för att uppnå Predicted No-Effect Concentration (PNEC) för framtidsscenario. Enligt riskbedömningsregler i REACH-förordningen (ECHA, 2020) ska en säkerhetsfaktor appliceras för att beräkna PNEC. Storleken på säkerhetsfaktorn ökar med minskad ekotoxikologisk kunskap.

Av praktiska skäl baseras många PNEC-värden på ekotoxikologiska studier av sötvattensorganismer. I de fall där studier av marina organismer saknas kan, enligt praxis inom EU (ECB, 2003), kunskapsunderlaget från limniska studier appliceras men med faktorn 10 på PNEC-värdet. I Lommabukten återfinns bräckt vatten med varierande salthalt och förekomst av både limniska och marina arter. Att vattnet varken är sött eller salt medför försämrade tillförlitlighet för applicering av limniska eller marina PNEC-värden. I Tabell 14 presenteras därför PNEC-värden för de olika substanserna för både limniska och marina organismer. Tabell 13 visas även empiriska medelvärden från tre provtillfällen i Lommabukten under 2019, inhämtade från fyra provpunkter med yt- och bottenprov. Substanserna ligger under PNEC eller har inte kunnat kvantifieras då de antingen ligger under analysmetodens kvantifieringsgräns (LOQ) eller inte kunde detekteras (n.d). Tre ämnen, oxazepam, citalopram och östron E1 (märkta**) ligger över PNEC.

I slutet av 2022 presenterade EU kommissionen ett förslag av revidering av de EU direktiv som ligger till grund till den svenska regleringen av ytvattenmiljö med bland annat miljö kvalitetsnormer. I förslaget ingår bedömningsgrunder för sju av läkemedelssubstanserna i Tabell 14. Läkemedlen som ingår är Azitromycin, Östron (E1), Imidaklopid, Karabamazepine, Erytromycin, Acetamidrid och Thiamethoxam. För ungefär hälften av substanserna är den minsta utspädningen som krävs för att understiga de föreslagna bedömningsgrunderna (årsmedelvärde) mycket lik den utspädningen som redovisas i Tabell 14. De parametrar med en större avvikelse är Östron (E1), Erytromycin och Imidaklopid. För Östron (E1) och Erytromycin är bedömningsgrunden i kustvatten lägre än marint PNEC (vilket skulle ge en minsta utspädning 571 och 3). För Imidaklopid bedömningsgrunden för kustvatten är högre än det marina PNEC (vilket skulle ge en minsta utspädningen på 28 ggr).

Tabell 14 Utsläppshalter i tabellen är uppmätt medelvärde som redovisas tillsammans med minsta utspädning för att uppnå PNEC för framtidsscenario. Kvantifieringsgräns (LOQ) redovisas, lägsta koncentration av ett ämne som kan mätas på ett säkert sätt med hjälp av standardtester. Tabellen visar även empiriska medelvärden från tre provtillfällen under 2019, inhämtade från fyra provpunkter med yt- och bottenprov. Har ingen halt detekterats i Lommabukten anges n.d (not detected). Medan halter som ligger över PNEC är markerade med **.

Substans	Sjölunda ut medel 2019 (ng/l)	Bedömningsgrund utifrån PNEC				Säkerhetsfaktor för respektive ämne	LOQ	Uppmätta halter i Lommabukten, medel 2019 (ng/l)								Utspädning (ggr)
		PNEC lim (ng/l)	PNEC marin (ng/l)	Minsta utspädning lim (ggr)	Minsta utspädning marin (ggr)			VA SYD 1 vattenyta	VA SYD 1 botten	VA SYD 2 vattenyta	VA SYD 2 botten	ÖVF 4:8	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	ÖVF 4:11	
Losartan	864	1000	100	1	9	10	0.1	4,2	1,7	2,4	2,2	1,3	0,8	4,4	1,8	<50 ggr
Oxazepam	344	10	1	34	344	100	0.6	1,9**	1,6**	1,5**	1,0**	2,05**	0,7	1,9**	1,2**	50-100
Azitromycin	93	20	2	5	46		1	0,4	n.d	n.d	0,4	n.d	n.d	1,0	<LOQ	100-250
Klaritromycin	63	40	4	2	16		1	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	250-500
Citalopram	185	7,5	7,5	25	25	20	1	2,55**	2,5**	3,4**	2,8**	3,2**	2,4**	2,6**	1,6**	500-1000
Sertralin	21	9,4	0,94	2	22	50 (IVL)	0.5	0,4	n.d	n.d	5,5	n.d	5,5	3,6	n.d	1000-2500
Östron (E1)	9,3	0,08	0,008	116	1157	100	0.05	0,15**	0,2**	0,2**	0,2**	0,2**	0,3**	0,2**	0,3**	
Ibuprofen	675	102000	10200	0	0	10	100	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Imidakloprid	19	60	6	0	3		0.1	0,3	n.d	0,2	0,1	n.d	0,1	0,2	0,1	
Metoprolol	1378	2590	259	1	5	1000	0.1	6,8	2,9	3,9	3,6	2,8	1,4	7,1	3,4	
Tramadol	997	4800	480	0	2		2	5,6	5,2	4,2	3,0	2,9	2,4	5,7	3,6	
Naproxen	689	15000	1500	0	0	10	25	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Furosemid	616	156	15,6	4	39	1000	10	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Atenolol	432	32000	3200	0	0	100	0.1	2,0	0,9	1,6	1,4	0,9	0,2	2,8	1,5	
Karbamazepin	333	2500	250	0	1	10	0.5	4,4	2,9	3,3	3,1	2,9	2,4	4,0	2,7	
Erytromycin	149	20	2	7	74	1000	1	0,7	n.d	1,0	n.d	1,1	n.d	0,9	0,6	
Sulfametoxazol	137	118	11,8	1	12	50	0.1	2,6	1,5	1,9	1,8	1,6	1,4	2,8	1,8	
Flukonazol	80	250	25	0	3		0.6	0,8	0,9	0,7	0,9	0,6	0,8	0,8	0,9	
Trimetoprim	71	62000	6200	0	0	100	1	<LOQ	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	1,1	n.d	
Paracetamol	54	46000	4600	0	0	10	1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Propranolol	35	230	23	0	2	10	0.1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,6	0,5	0,3	0,2	
Ketokonazol	6,5	4000	400	0	0		5	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Zolpidem	3,4	940	94	0	0		1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Acetamidrid	2,9	100	10	0	0		0.1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Metotrexat	1	n:a		n:a			5	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
Thiametoxam	0,4	n:a		n:a			0.1	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	
PFOA	7,5	n:a		n:a			3	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
Venlafaxin	289	n:a		n:a			1	1,9	2,0	1,7	1,9	1,7	n.d	2,2	1,4	
Bisfenol A	78	n:a		n:a			10	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ	n.d	12,2	
Bensotriazol	3497	n:a		n:a			1	40,7	9,9	13,0	15,8	10,6	9,1	38,1	18,2	



Figur 16 Punkter i Lommabukten i Öresund där vattenprover togs i april, juni och oktober 2019. Provpunkterna ÖVF 4:11 och ÖVF 4:8 är hydrografilokaler i Öresunds vattenvårdsförbunds recipientkontrollprogram (Öresunds vattenvårdsförbund, 2022). Provpunkterna VASYD 1 och VASYD 2 har framtagits till föreliggande undersökning. Vid varje punkt togs prov ut vid yta respektive botten. I det framtida scenariot kommer citalopram behöva spädas ca 25 gånger för limnisk och marin för att ligga under PNEC med säkerhetsfaktor 20.

5.1.3.4 Oxazepam och citalopram

För oxazepam är risken för negativa effekter på akvatiska organismer utifrån marina PNEC behäftat med stora osäkerheter, där en säkerhetsfaktor om hundra använts då få studier finns tillgängliga. Eftersom PNEC-värdet baseras på studier av sötvattenorganismer multipliceras värdet med ytterligare en faktor 10 för applikation i marina system varav säkerhetsfaktorn för oxazepam då blir 1000 i kustvatten.

Avseende sötvattensorganismer visar både beräkningar och uppmätta recipienthalter ett behov av omblandning på ca 30 gånger för att understiga det limniska PNEC för oxazepam, vilket i figur Figur 13-Figur 15 är området med brun färg. För marina PNEC krävs ca 340 gångers omblandning av utgående vatten, vilket i figur Figur 13-Figur 15 är området med ljus orange färg. Flera övervakningsstationer har uppmätta halter över det marina PNEC-värdet för oxazepam.

I en intern studie vid Sjölanda avloppsreningsverk har PNEC-värdet för citalopram som underlag för bedömning om risk för påverkan på miljön studerats (Hoyer, o.a., 2022). PNEC-värdet togs fram för kustvatten med en säkerhetsfaktor på 20. I denna rapport har det marina PNEC-värdet används för limniska miljöer. För både citaloprams marina och limniska PNEC kräver ca 25 gångers omblandning av utgående renat avloppsvatten.

Då säkerhetsfaktorerna är stora för oxazepam (1000) har ämnet exkluderats från vidare utredning. Exkludering ses i sammanhanget som rimlig eftersom åtgärder (reningsteknik) i praktiken inte kan genomföras på så omfattande osäkerheter avseende reella miljörisker eller nyttan av investerade kostnader för att reducerade utsläpp. När nya studier som belyser toxiska effekter av citalopram och oxazepam eller andra föroreningar publiceras kan bedömningen omvärderas.

Vid en jämförelse av studerade scenarier utgör scenario P6B och P6C de alternativ som har minst risk för påverkan av oxazepam och citalopram. Den största vinsten vid en jämförelse är att utsläppen upphör i de mera känsliga inlandsrecipienterna. En ökning av utsläppen i Lommabukten och inlandsrecipienterna som i nollalternativet ger en risk för ökad påverkan mot nutid. Området där marint PNEC inte uppnås är större för scenario P6C än för scenario P6B.

5.1.3.5 Östron E1

För östron (E1) visar både beräkningar och uppmätta recipienthalter nivåer som kräver en utspädning på ca 120 gånger för att understiga det limniska PNEC, vilket i Figur 13-Figur 15 är områden med mörk orange färg. Det krävs dock ca 1160 gångers omblandning av utgående renat avloppsvatten innan marint PNEC understigs, vilket i Figur 13-Figur 15 är områden med ljusgrön färg. Östron (E1) är en nerbrytningsprodukt av 17-beta-östradiol, ett naturligt hormon. Östron (E1) har en högre säkerhetsfaktor på 100 på grund av bristfälligt underlag. Storleken på säkerhetsfaktorn ökar med färre ekotoxikologiska studier. Detta betyder att den faktiska utspädningen som behövs för att understiga de marina och limniska PNEC kan bli lägre när nya studier görs. Enligt förslag till revidering av EU direktiv, som ligger till grund för den svenska regleringen av ytvatten, så kommer östron (E1) läggas till som parameter med bedömningsgrunder för inlandsvatten och kustvatten. I jämförelse med det marina PNEC så är den föreslagna bedömningsgrunden i kustvatten högre. Den minsta utspädningen för att understiga bedömningsgrunden i kustvatten skulle vara cirka 520 (vilket i Figur 13 - Figur 15 är områden med ljus orange färg), en halvering jämfört med minsta utspädning för att understiga det marina PNEC.

Vid en jämförelse utgör scenario P6B och P6C de alternativen som har minst risk för påverkan. Området där marin PNEC inte uppnås är större för scenario P6C än för P6B. Den största vinsten vid en jämförelse är att utsläpp av hormoner upphör i de två känsligare inlandsrecipienterna som idag är belastade av Borgeby och Svedala avloppsreningsverk. Ingen försämring av miljöstatus beräknas utifrån befintligt underlag eller utförd recipientutredning.

5.1.3.6 Prioriterade ämnen (PRIO)

Tabell 15 visar identifierade ämnen och föreningar i utsläppsvattnet som kategoriseras under prioriterade ämnen som ingår i kemisk ytvattenstatus enligt HVMFS 2019:25. I föreskriften presenteras en haltnivå för ytvatten (bedömningsgrund) som klargör gränsen för god kemisk status (årsmedelhalt). Utsläppshalter i tabellen är uppmätt medelvärde som redovisas tillsammans med minsta utspädning för att uppnå bedömningsgrund vid nollalternativet samt för scenario P6B och P6C. Tabellen visar även spädningen av PFOS i Lommabukten från utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk.

Alla studerade ämnen (undantag PFOS) upptagna under prioriterade ämnen under kemisk ytvattenstatus klarar av recipientens kvalitetskrav redan i utsläppspunkten eller mycket nära utloppet. För PFOS behövs en utspädning av ca 70 gånger innan kvalitetskrav uppnås. Utbredningsområdet i vattenförekomsten där utspädningen är mindre än 70 gånger utgör en mindre del av vattenförekomsten, se Figur 13-Figur 15.

Inga av utsläppen i scenarierna har förutsättningar att påverka miljöstatusen för Lommabukten då de områden där halten överskrider gränsvärdet utgör i små andelar av vattenförekomsten. Scenario P6B och P6C (samma belastning och utgående halt) är det scenario som har minst påverkan på Lommabukten, där endast ett mindre påverkansområde uppstår i direkt anslutning till utsläppspunkten. Den geografiska positionen i de två scenarierna resulterar även i en förbättrad utspädning jämfört med nutid.

En stor fördel med P6B och P6C är att utsläppen av studerande ämnen upphör i de två känsliga inlandsrecipienterna, vars vatten i hög grad även belastar i Lommabuktens inre delar. Reningsgraden i Sjölunda avloppsreningsverk bedöms öka mot nuvarande reningsgrad vilket leder till minskad föroreningsbelastning och föroreningshalter. Utsläppen i scenario P6B och P6C bedöms inte leda till en försämring av miljöstatus i Lommabukten. Utifrån uppmätta halter kan omfattning av påverkan från utsläppen inte ses som omfattande.

*Tabell 15 En översikt över de prioriterade ämnen som släpps ut från Sjölunda avloppsreningsverk utifrån ett medelvärde för perioden 2017–2021 samt gällande bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 och med * även akuttoxiska värden. Beräknad utspädning är den utspädning av utgående halt från Sjölunda ARV som krävs för att gränsvärdet inte ska överskridas. Ingen spädning har beräknats för utsläpp av ämnen från Sjölunda som ligger under gränsvärdet.*

Substans	Sjölunda utgående halter		Bedömningsgrund utifrån HVMFS 2019:25		Utspädning (ggr)
	Medel 2017–2021 (ng/l)	Provtagning utfördes år	Bedömningsgrund (ng/l)	Minsta utspädning (ggr)	
Bly, Pb	688	2017 - 2019	1300 (*1400)	0	
Kadmium, Cd	36	2017 - 2019	200	0	
Kvicksilver, Hg	42	2017 - 2019	70 (*70)	0	
Nickel, Ni	6820	2017 - 2019	8600 (*34000)	0	
DEHP	2750	2020 - 2021	1300	2,1	
PBDE	-	2020 - 2021	(*14)	-	
PFOS	8,7	2020 - 2021	0,13 (*7200)	67	
TBT	1,5	2020 - 2021	0,2 (*1.5)	7,5	
Benso(b)fluoranten	50 ¹	2020 - 2021	(*17)	2,9	
Antracen	50 ¹	2020 - 2021	100 (*100)	0	
Naftalen	50 ¹	2020 - 2021	2000 (*130000)	0	
Fluoranten	50 ¹	2020 - 2021	6,3 (*120)	7,9	

5.2 Skyddade områden och arter

Lommabuktens status avseende biologiska kvalitetsfaktorer är god till hög. Ovan kapitel gällande läkemedel, särskilda förorenande ämnen och prioriterade ämnen visar att påverkan från renat avloppsvatten finns men att den är avgränsad till små andelar av vattenförekomsten i närområdet till belastningskällorna. Risker för biologiska värden i Lommabukten kan tydligast kopplas till kumulativa effekter av t.ex. näringsämnesbelastning från lokala antropogena källor och förhållanden i omgivande vattenförekomster. Även riksintresse för fiske är starkt kopplad till skyddade områden då de utgör födo- och uppväxtplats för torsk, ål och plattfisk.

I bedömningen av påverkan från utsläpp av näringsämnen på skyddade områden och arter har halter för näringsämnen på 0-10 meterdjup hämtats från bilaga 6.2 och 6.3, för den modellerade mängd

näringsämnen som tillförs recipienten i de olika scenarierna. Bedömningen avser de två Natura 2000-områdena Lommabukten och Löddeåns mynning (Kävlingeån).

Halthöjningen av näringsämnen för nutid och nollalternativet presenteras i Tabell 16. Dock behövs det påpekas att bakgrundshalten i recipienten är relativt hög och att avloppsreningsverkens bidrag enbart motsvarar mellan 1–7 %, enstaka tillfällen upp till 19 %, av bakgrundshalten, se

Tabell 10. De båda scenarierna har en liknade påverkansbild då näringsämnen transporteras ut via vattendragen till det grunda bottarna i den inre delen av Lommabukten och in i Natura 2000 området Löddeåns mynning (Kävlingeån). Resultat påvisar näringsbelastning i nutid och ytterligare ökad belastning i nollalternativet. Belastningen omfattar hela den grunda delen (0-10 meter) av Lommabukten. Effekten förstärks när utsläppet från de befintliga utloppen från Sjölunda avloppsreningsverk också rör sig mot samma kuststräcka, se Figur 11 och Figur 12.

Tabell 16 Höjning av halt i skyddade områden (se kapitel 3.2) vid olika scenarion som årsmedel och på djupet 0–10 m.

Scenario	Fosfor sommar	Fosfor vinter	Kväve sommar	Kväve vinter	Kommentar
Nutid (µg/l)	0,3–1	0,3–1	6–15	6–30	Utsläpp via åar höjer halter närmast land
Nollalternativ (µg/l)	0,3–1	0,3–1	15–30	15–30	Fosfor på sommaren påverkar Löddeåns mynning

Halthöjningen av näringsämnen i scenario P6B och P6C redovisas i Tabell 17. I både scenario P6B och P6C beräknas en minskad belastning av näringsämnen i jämförelse med nutid och nollalternativ även

Parameter	Utsläpp i scenario P6B för 6 mg/l kväve och 0,2 mg/l fosfor			Utsläpp i scenario P6C för 6 mg/l kväve och 0,2 mg/l fosfor		
	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4
Mätstation						
Totalkväve sommar	1 %	1 %		2 %	1 %	
Totalkväve vinter	1 %	1 %	<1 %	2 %	2 %	<1 %
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	3 %	3 %	1 %	6 %	5 %	1 %
Totalfosfor sommar	<1 %	<1 %		<1 %	<1 %	
Totalfosfor vinter	<1 %	<1 %	<1 %	1 %	1 %	<1 %
Löst oorganisk fosfor (DIP) vinter	1 %	<1 %	<1 %	1 %	<1 %	<1 %

om utsläppet ökar. Anledningen är ökad reningsgrad vid Sjölunda avloppsreningsverk samt att utsläppen från inlandsverken upphör.

Tabell 17 Höjning av halt i skyddade områden (kapitel 3.2) vid olika scenarion som årsmedel och på grunda områden (0–10 m)

Scenario	Fosfor sommar	Fosfor vinter	Kväve sommar	Kväve vinter	Kommentar
P6B (µg/l)	<0,3	<0,3	1,4–6	1,4–6	Plym mot nordost, liten påverkar på grunda områden
P6C (µg/l)	<0,3	<0,3–1	1,4–15	1,4–15	Plym mot Lomma, något högre halt på grunda områden än i scenario P6B

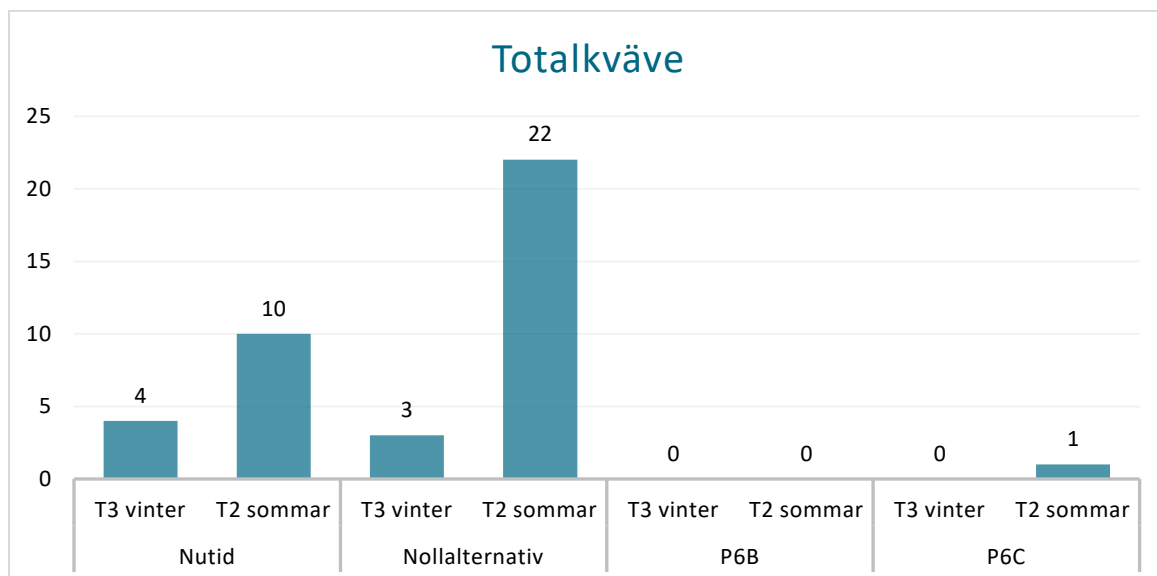
Punkten i scenario P6C ligger minst 550 meter längre ut från stranden än nuvarande utloppsledningarna vilket ger en ökad utspädning av utsläppet, dock rör sig utsläppsplymen österut mot land. Scenariot ger en förhöjd halt på grunda områden. Utsläppet når även området vid Löddeåns mynning vilket medför risk för förhöjda halter av näringsämnen där. Vid en alternativ utsläppshalt på 8 mg/l kväve

under vintern ökar halterna av näringsämnen i de skyddade områdena. För övriga alternativa utsläppshalter är skillnaden av haltpåslag mindre i de skyddade områdena.

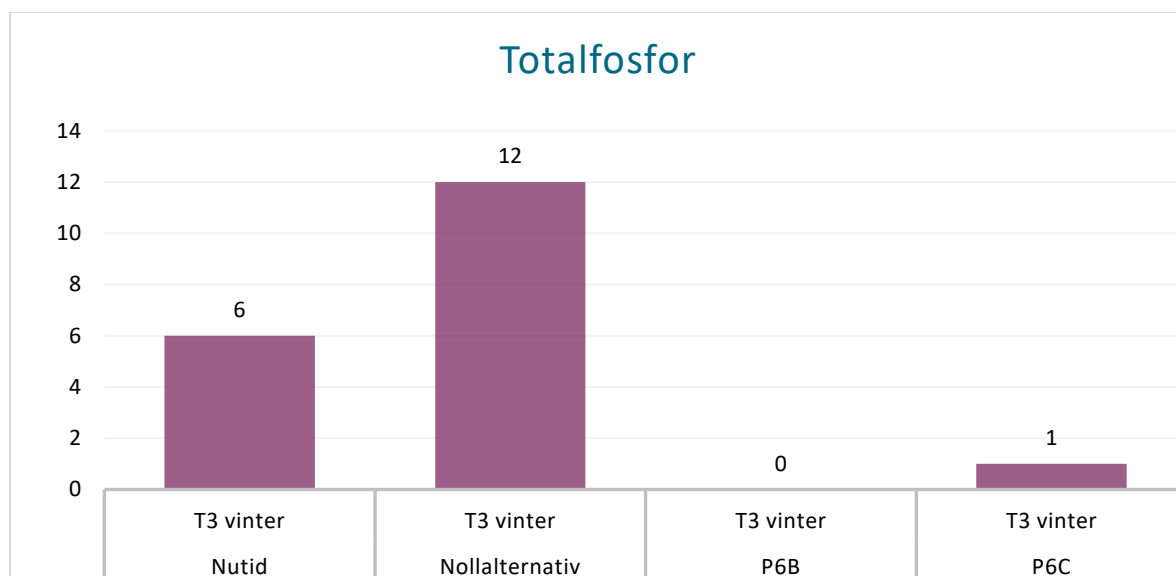
Utloppet i scenario P6B ligger ca 700 meter längre ut än i scenario P6C vilket gör att spridningsplymen fångas av den norrgående strömmen i Öresund och rör sig åt nordost. Detta innebär att halthöjningen för de grunda områdena i Lommabukten blir liten och betydligt mindre än för övriga scenarier. Utsläppspunkten innebär en förbättring mot nutid.

Natura 2000-området Lommabukten ligger nära utsläppspunkterna. I bevarandeplanen för Lommabukten står det att "Sublittoral sandbankar skall ha högst tillståndsklass 2 för totalfosfor, totalkväve och klorofyll a, och ler- och sandbottnar som blottas vid lågvatten och estuarier skall ha högst tillståndsklass 3" enligt NV 4914. Bedömningsgrunden NV 4914 har dock ersatts av bestämmelserna kring miljö kvalitetsnormerna för ytvatten. Klassgränser i NV 4914 är en statistisk jämförelse av uppmätta nivåer för hela Sveriges kust för åren 1988–1990. Kopplingen mellan dessa haltnivåer och biologiska effekter är inte klarlagda i samma omfattning som de bedömningsgrunder som återfinns i HVMFS 2019:25, där större hänsyn för lokala förutsättningar tas genom exempelvis salinitet för olika typområden.

I Figur 17 presenteras medelantalet dagar för de sex undersökningspunkterna (se figur 9) då halten totalkväve från Sjölanda avloppsreningsverk (inkl. bakgrundshalt) överstiger klass 3 för vinter och klass 2 för sommar enligt NV 4914. Antalet dagar då halten totalkväve överstiger klass 3 under vinter (T3) skiljer sig inte markant mellan scenarierna. Antalet dagar då halten totalkväve överstiger klass 2 under sommar (T2) är dock betydligt fler för nutid och nollalternativet, jämfört med scenario P6B och P6C. Sammantaget beräknas antal dagar, både under vinter och sommar, när halten totalkväve överstiger klass 3 respektive klass 2 vara minst för scenario P6B.



Figur 17 Antal dagar (x-axel) då totalkväve (Sjölanda inkl. bakgrundshalt) överstiger klass 2 -sommar (T2) och klass 3 -vinter (T3) enligt NV 4914. Tillståndsklassning för klass 2 (sommar) är $\mu\text{mol/l}$ 18–22 och klass 3 (vinter) är 25–35 $\mu\text{mol/l}$. Värderna som presenteras är medelvärden från de sex undersökningspunkterna som framgår av figur 9.



Figur 18 Antal dagar (x-axel) då totalfosfor (Sjölunda inkl. bakgrundshalt) överstiger klass 2 -sommars (T2) och klass 3 -vinter (T3) enligt NV 4914. Tillståndsklassning för klass 3 (vinter) är 0,9–1,1 µmol/l. Värden som presenteras är medelvärden från de sex undersökningspunkterna som framgår av figur 9.

I Figur 18 presenteras medelantalet dagar för de sex undersökningspunkterna (se Figur 9) då halten totalfosfor från Sjölunda avloppsreningsverk (inkl. bakgrundshalt) överstiger klass 3 för vintern (T3) enligt NV4914. Bakgrundshalten för totalfosfor överstiger klass 2 för sommaren (T2) vid alla sex undersökningspunkterna och samtliga scenarier. Värden för sommaren presenteras därför inte i Figur 18. Antalet dagar då halten totalfosfor överstiger klass 3 under vintern är fler i nuläge och nollalternativet jämfört med scenario P6B och P6C. Sammantaget bedöms antal dagar då halten totalfosfor överstiger klass 3 vara minst för scenario P6B.

Påverkan reduceras i scenario P6C och P6B jämfört med nutid. Scenario P6B och P6C bedöms inte ha någon negativ påverkan på Natura 2000-områdena. I nollalternativet sker istället en ökning av utsläpp från Sjölunda avloppsreningsverk och åarna. Resultatet indikerar försämrade vattenkemiska förutsättningar även om det utifrån tillgängligt underlag är svårt att prediktera exakt omfattning av konsekvensen för Natura 2000-området Lommabukten.

5.2.1 Påverkan på ålgräs

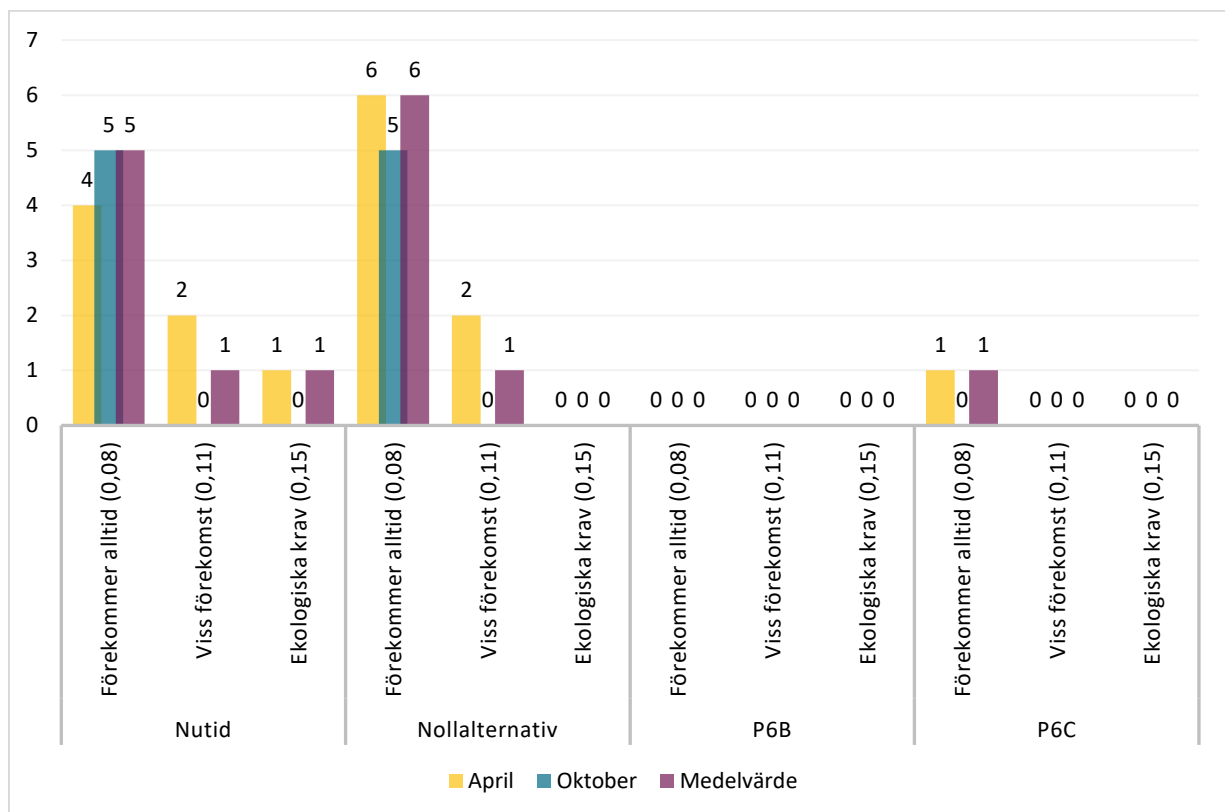
Nyckelarter för Lommabukten är ålgräs och andra undervattensväxter som trivs i näringsfattig miljö och förekommer i stora delar av Lommabukten, se

Figur 7. Som tidigare nämnts är ålgräs anpassade för att leva i näringsfattigt och klart vatten på ett djup om 0,5-10 meter (se avsnitt 3.2.2), vilket kan sättas i relation till växtplankton som kräver fyra gånger högre halter av kväve och fosfor (Borum, Duarte, Krause-Jensen, & Greve, 2004). Övergödning tros också vara ett av de allvarligaste hoten mot grunda kustekosystem och ålgräsängar i Sverige (Rosenberg et al. 1990, Baden et al. 2003). Vid överskott av fosfor gynnas kvävefixerande arter som inte är beroende av att det finns tillräckligt med kväve löst i vattnet. Som följd kan mikro- och makroalger, arter som normalt är begränsade, få en chans att explodera i tillväxt. Mikro- och makroalger kan växa direkt på sjögräsbladen eller bilda tjocka algmattor vilket påverkar ålgrässets möjlighet till fotosyntes (ljusupptag).

I figur 19 presenteras medelantalet dagar för de sex undersökningspunkterna (se Figur 9) under april och oktober då löst oorganiskt kväve (DIN) överstiger riktvärdet som använts i studien vid Chesapeake Bay (0,15 mg/l för DIN och 0,01 mg/l för DIP) för samtliga scenarion (Koch m.fl. 2000). I Figur 19 framgår att antalet dagar då DIN överstiger riktvärdet är färre för scenario P6B och P6C jämfört med nutid och nollalternativet. Skillnaden blir tydligare när lägre riktvärden (0,08 mg/l och 0,11 mg/l) används. I figuren framgår även att antalet dagar DIN överstiger riktvärden är färre för scenario P6B än scenario P6C.

Riktvärdet för DIN bedöms överstigas under färre dagar under april och oktober för scenario P6B och P6C jämfört med både nutid och nollalternativet. Scenario P6B bedöms vara mer fördelaktigt jämfört med scenario P6C och bedöms vara det scenario som medför minst påverkan på Lommabukten, avseende belastning av DIN. Vidare bedöms scenario P6B orsaka minst näringsbelastning i Lommabukten och därmed mindre konsekvenser för ålgräs, jämfört med övriga scenarier.

Medelantalet dagar för DIP presenteras inte då riktvärdet för DIP (0,007 mg/l) överstegs under samtliga dagar för samtliga scenarion för både april och oktober månad. För flertalet månader överstiger bakgrundshalterna riktvärden vilket gör att påverkan från Sjölunda avloppsreningsverk inte är den enda eller avgörande påverkan på Natura 2000-områdena i Lommabukten. Modelleringen visar dock att haltökningen av DIP i grunda områden är betydligt mindre i scenario P6B och P6C än för nuläget och nollalternativet.



Figur 19 Diagrammet visar antalet dagar (y-axel) under april och oktober då riktvärden för DIN (löst oorganiskt kväve) överstigs. Staplarnas värden visar medelvärdet för de sex undersökningspunkterna (se figur 9). Grå staplar visar medelvärde för april och oktober. Riktvärden (0,08 mg/l, 0,11 mg/l och 0,15 mg/l) är samma värden som använts i studien vid Chesapeake Bay (Koch m.fl. 2000).

5.2.2 Smittskydd

Efter rening av avloppsvatten förekommer fortfarande halter av bakterier och andra patogener som i för höga koncentrationer kan påverka människor som vistas i vattnet. I Figur 20 ses samtliga 10 badplatser som ingått i modelleringen. Halterna som modelleras fram har jämförts mot kriterierna för gränserna tjänligt, tjänligt med anmärkning och otjänligt badvatten enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten (HVMFS 2012:14).

Resultat för modellering av nuläget visar att bakteriehalterna inte överskrider gränsen för anmärkning under badsäsongen (21 juni till 20 augusti) vid normal drift. Resultatet av modelleringen av scenario P6B och P6C visar att bakteriehalterna för både scenarierna ligger långt ifrån att överskrida gränsen för anmärkning under badsäsongen vid normal drift. Bakteriehalterna på den strand som påverkas mest (Habo Ljungs camping) blir strax över fem gånger högre vid utsläpp från punkt P6C jämfört med P6B. (Bilaga M6.1).



Figur 20 Badplatser i och kring Lommabukten som ligger inom modellområdet för QMRA-modelleringen (Bilaga M6.1).

I Tabell 18-Tabell 20 redovisas en sammanställning för modellerade smittorisk i antalet dagar under badsäsong (20 juni - 21 augusti kl. 08-20) med en högre risk än 0,01 % men mindre än 1 % för att en person med nedsatt immunförsvar få infektion (smittas) för det nutida scenariot samt scenario P6C och P6B. Smittorisken är framtagen med hjälp av en QMRA-modell (kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning) som ursprungligen använts för att utreda hälsorisker med dricksvatten.

Överlag är risken att bli smittad av en patogen från Sjölanda avloppsreningsverk mycket låg för både nutid, nollalternativ och framtida scenarion P6C och P6B. Framtida utsläpp enligt samtliga scenarier beräknas inte komma att påverka statusen för badvatten för de studerade badplatserna.

För scenario P6B sprids risken ut över hela Lommabukten och en mycket liten risk finns längs hela bukten. Scenariot visar på en minskad smittrisk mot nutid. Som övriga spridningskartor visar så finns

en ingående ström från punkten P6C vilket gör att risken, även om liten, är högre vid Lomma och närliggande badplatser. I scenario P6C är spridningen likartad spridningen för nutid, där utsläppet sammanträngs vid Lomma och närliggande badplatser. Scenarierna nuläge och P6C visar på en likvärdig, dock mycket låg, smittrisk. Det bör dock påpekas att risken för smitta är mycket liten för både scenario P6B och P6C och att en ändrad utsläppspunkt enligt studerade scenarier inte kommer påverka eller leda till en anmärkning av badvattenkvaliteten vid någon av de studerade badplatserna.

Tabell 18 Sammanställning av antalet dagar under badsäsong (20 juni-21 augusti kl. 08-20) och per badplats med högre risk än 0,01 % men mindre än 1 % för en person med nedsatt immunförsvar för nutid. Antalet dagar med smittrisk på 1 % (om aktuellt) anges inom parentes.

Badplats	Cryptosporidium	Campylobakter	Norovirus	Rotavirus
Vikhögshamn	0	0	1	0
Långa bryggan i Bjärred	1	0	8	1
Habo Ljungs camping	4	4	24	17
Lomma Norra	4	8	35	21
Hamnhusen, T-bryggan	5	9	40	31
Scaniabadplatsen	0	1	11	9
Sundspromenaden	0	0	8	6
Ribersborg, Kallbadhuset	0	0	8	5
Sibbarps kallbadhus	0	0	7	5
Sibbarp, Barnviken	0	0	6	5

Tabell 19 Sammanställd av antalet dagar under badsäsong (20 juni-21 augusti kl. 08-20) och per badplats med högre risk än 0,01 % men mindre än 1 % för en person med nedsatt immunförsvar för P6B. Antalet dagar med smittrisk på 1 % (om aktuellt) anges inom parentes.

Badplats	Cryptosporidium	Campylobakter	Norovirus	Rotavirus
Vikhögshamn	1	1	6	3
Långa bryggan i Bjärred	0	0	6	3
Habo Ljungs camping	0	3	12	8
Lomma Norra	0	3	10	8
Hamnhusen, T-bryggan	0	5	9	7
Scaniabadplatsen	0	0	9	4
Sundspromenaden	0	0	9	3
Ribersborg, Kallbadhuset	0	0	7	6
Sibbarps kallbadhus	0	1	9	8
Sibbarp, Barnviken	0	1	9	8

Tabell 20 Sammanställd av antalet dagar under badsäsong (20 juni-21 augusti kl. 08-20) och per badplats med högre risk än 0,01 % men mindre än 1 % för en person med nedsatt immunförsvar för P6C. Antalet dagar med smittrisk på 1 % (om aktuellt) anges inom parentes.

Badplats	Cryptosporidium	Campylobakter	Norovirus	Rotavirus
Vikhögshamn	2	4	18	9
Långa bryggan i Bjärred	6	4	22	14
Habo Ljungs camping	13	13 (2)	29 (2)	25
Lomma Norra	8	15 (1)	36 (2)	33
Hamnhusen, T-bryggan	14	14 (2)	38	31
Scaniabadplatsen	1	6	18 (1)	14
Sundspromenaden	1	3	16	9
Ribersborg, Kallbadhuset	1	2	12	9
Sibbarps kallbadhus	0	4	14	11
Sibbarp, Barnviken	1	4	14	10

QMRA-modellering används främst för att bedöma risker i dricksvattensammanhang, där en acceptabel risk bedöms vara att en person av 1 miljon dagliga konsumenter blir infekterad. I badvattendirektivet är dock inga acceptabla infektionsrisker angivna. I underlag till direktivet presenteras dock en riskanalys, där sannolikheten för mag- och tarminfektion efter bad med en specifik koncentrationen av indikatororganismer i vattnet har kvantifierats av EU kommissionen. Analysen visar att sannolikheten för mag- och tarminfektion ligger på 1–5 % vid gränsvärdet för bra badvattenkvalitet, vilket ansågs vara en acceptabel smittorisk.

I riskberäkningarna för bad i den genomförda analysen för utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk har det beräknats vilka patogenhalter som badvattnet måste innehålla för att orsaka infektion hos mindre än 0,01 % respektive mindre än 1 % av de badande. Smittorisken för mindre än 1 % är ett konservativt antagande som relaterar till den acceptabla infektionsrisken i riskanalysen för badvattendirektivet.

I scenario P6B visar modelleringen att det inte vid någon studerad badplats, någon sommardag finns en smittrisk som överstiger 1 % för bakterier eller andra patogener. För scenario P6C överstiger smittrisen 1 % under 1-2 av 61 sommardagar vid badplatserna Habo Ljungs camping, Lomma norra och Hamnhusen, T-bryggan och Scaniabadplatsen, men inte vid någon av övriga studerade badplatser. Vid den lägre smittrisen med gränsvärdet 0,01 % uppstår fler dagar per säsong med risk för smitta för flera av de studerade badplatserna. Scenario P6B, som ligger längre ut, ger upphov till färre dagar med risk för smitta än scenario P6C, utsläppet når dock istället lite längre bort i nordlig och sydlig riktning, se tabell 17-tabell 19. Badplatserna Habo Ljungs camping, Lomma norra och Hamnhusen, T-bryggan och Scaniabadplatsen är de som har flest dygn per säsong med smittorisk.

Risken för smitta är dock mycket liten i de båda framtida scenarierna. Utsläppspunkternas position och utsläpp i de två scenarierna bedöms inte leda till någon påverkan på badvattenkvaliteten.

5.3 Inlandsrecipienter

Vid en utbyggnad och uppgradering av Sjölunda avloppsreningsverk planeras att Borgeby och Svedala avloppsreningsverk ledas om till Sjölunda avloppsreningsverk. En avveckling av de två mindre avloppsreningsverken innebär ett minskat utsläpp för vattendragen Kävlingeån och Sege å, som idag utgör recipienter för utsläppen från de mindre avloppsreningsverken. En utredning av hur miljöstatusen i inlandsvattnen påverkas av avvecklandet av de två mindre avloppsreningsverken har genomförts (se bilaga 6.1) utifrån tre scenarier:

1. Nuvarande belastning (utifrån belastningsdata för åren 2017–2021).
2. Framtidsscenario år 2045, med belastning enligt befolkningsprognos år 2045 och belastning från samtliga avloppsreningsverk enligt villkor i gällande tillstånd.
3. Framtidsscenario år 2045, då Borgebys och Svedala avloppsreningsverk avvecklats och orenat avloppsvatten istället leds till Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö efter ombyggnation. I scenariot antas nuvarande utsläppen från de två mindre avloppsreningsverkens till vattendragen helt ha upphört.

En sammanfattning av resultaten redovisas i Tabell 21 (för fullständig utredning se bilaga 6.1).

Tabell 21 Sammanfattning av scenariernas påverkan på avgränsade kvalitetsfaktorer för utredda avloppsreningsverk Borgeby och Svedala avloppsreningsverk. Scenario 1 redovisar dagens belastning från avloppsreningsverken utifrån utsläppsdata för år 2017–2021. Scenario 2 redovisar en framtida belastning år 2045 med flöden enligt befolkningsprognos och maximala utsläpp enligt gällande tillstånd. Scenario 3 redovisar ett framtida scenario där Borgeby och Svedala avloppsreningsverk avvecklats och omkopplats till Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö.

Kvalitetsfaktor/aspekt	Scenario	Kävlingeån	Sege å
Andel av vattenförekomst som påverkas	-	8 %	68 %
Näringsämnen	1	EK 0,34	EK 0,21
	2	EK 0,33	EK 0,17
	3	EK 0,34	EK 0,20
Syretärande ämnen	1	*	*
	2	*	*
	3	*	*
Hydrologisk regim	1	1 %	23 %
	2	4 %	40 %
	3	0 %	0 %
Särskilda förorenande ämnen	1	**	NH ₃ -N
	2	**	NH ₃ -N
	3	**	NH ₃ -N
Prioriterade ämnen	1	**	**
	2	**	**
	3	**	**

*Kvalitetsfaktorn syretärande ämnen bedöms inte få förändra miljöstatus av ökat utsläpp av BOD₇ (scenario 2), då ökningen av halterna är liten och vattendragen har stor omblandning av syre från atmosfären till följd av vattnets kontinuerliga rörelse (flöde). Ett minskat utsläpp (scenario 3) är positivt för kvalitetsfaktorn men bedöms inte påverka dess miljöstatus.

**Inga beräknade halter överstiger gällande gränsvärden. Observera att utredningen endast omfattar ett fåtal metaller och inte alla särskilda förorenade ämnen och prioriterade ämnen som tas upp i HVMFS 2019:25.

Resultatet pekar på att ett framtida scenario med de två avloppsreningsverken i drift år 2045 (scenario 2) leder till en ökad belastning från avloppsreningsverken till recipienten jämfört med nutid (scenario 1). En avveckling av avloppsreningsverken till år 2045 (scenario 3) leder till en minskad belastning till recipienterna jämfört med nutid (scenario 1). Av de studerade kvalitetsfaktorer så sker en förändring av status för hydrologisk regim i Sege å, där ökade utsläpp medför en försämring av statusen och en avveckling leder till en förbättrad miljöstatus. Den bedömda påverkan för de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna samt prioriterade ämnena visar på en liten förändring mellan olika scenarier. En anledning till detta är att omfattningen av belastningen från avloppsreningsverken är underordnad den belastning som idag kommer från markanvändningen inom berörda avrinningsområden.

Även om de två avloppsreningsverken inte beräknas förändra de fysikaliska eller kemiska förutsättningarna i stor omfattning för de undersökta kvalitetsfaktorerna bidrar avloppsreningsverken med en betydande miljöpåverkan i vattenförekomsterna eftersom kvalitetskravet god ekologisk och kemisk miljöstatus inte uppnås idag. Avveckling av de två avloppsreningsverken får antas förenkla möjligheten att uppnå god status i vattenförekomsterna. Då de två inlandsrecipienterna utgör mindre vattendrag bör de per automatik betraktas som känsliga och med begränsade förutsättningar att mot ta miljöstörande ämnen. Tillstånd för utökade utsläpp till dessa recipienter i framtiden kommer sannolikt kräva ytterligare åtgärder avseende rening av avloppsvatten. En minskad belastning och återgången till mer naturliga flöden i vattendragen gynnar även de skyddade områden och arter som förekommer i vattendragen.

6 Sammanställning för scenarion

6.1 Nutid (befintlig utsläppspunkter)

I nutid sker utsläppen av renat avloppsvatten från Sjölunda avloppsreningsverk samt två avloppsreningsverk med utsläpp i två vattendrag med mynning i Lommabukten. Utsläppen bidrar med en betydande miljöpåverkan i vattenförekomsterna, både i berörda vattendrag och kumulativt i kustvattenförekomsten Lommabukten.

Resultatet visar att det nutida scenariot påverkar kvalitetsfaktorn näringsämnen negativt, dock inom klassgränsen för måttlig ekologisk status.

Förhöjda halter av näringsämnen med ursprung från VA-utsläpp beräknas utgöra en risk för att gynnsam bevarandestatus kan överskridas vid enstaka tillfällen i Lomma Natura 2000-område. Det är kriterier för bevarande mål för naturtypen Sublittoral sandbankar och sandbottnar som blottas vid lågvatten och estuarier som idag överskrids.

Spridningsberäkningar av renat avloppsvatten visar att omfattning av påverkan av ämnen och föreningar, kategoriserade under särskilda förorenade ämnen, läkemedelssubstanser och prioriterade ämnen, har en lokal påverkan. Bedömningsgrund och PNEC överskrids i närområdet för de olika utloppen i Lommabukten. Parametrar med överallt överskridande halter eller större påverkade delområden förekommer inte. Dock så finns en viss påverkan på närliggande skyddade områden och det finns en risk för påslag av läkemedelshalter över PNEC på grunda områden och strandzonen. Läkemedlet Östron (E1) har ett större utbredningsområde där ämnet inte understiger det marina PNEC. Utsläppen bedöms inte riskera att försämra miljöstatus för särskilda förorenande ämnen eller prioriterade ämnen.

Smittorisken i nutids scenariot visar på en mycket låg risk även för personer med försvagat immunförsvar. Utsläppet bedöms inte medföra en försämring av badvattenkvalitén.

De två år som mynnar i Lommabukten, påverkas av de utsläpp från avloppsreningsverken som sker idag. För vissa parametrar, som ammoniak och specifik flödeseffekt, bidrar utsläppen till en försämrad ekologisk status. Även om utsläppen för flera undersökta parametrar inte beräknas medföra en förändring av miljöstatus i vattendragen bidrar utsläppen med en betydande miljöpåverkan i berörda vattenförekomster då kvalitetskravet god ekologisk och kemisk miljöstatus idag inte uppnås i samtliga av vattenförekomster.

6.2 Nollalternativ (befintlig utsläppspunkter)

I nollalternativet sker utsläpp enligt tillståndsgivna halter och flöde för Sjölunda avloppsreningsverk i nuvarande utsläppspunkt samt två avloppsreningsverk med utsläpp i vattendrag. Nollalternativet innebär en ökad belastningen av samtliga miljöstörande ämnen och föreningar som återfinns i renat avloppsvatten i jämförelse med nutid. Påverkansbilderna som återfinns i nutid förstärks både i vattendragen och de kumulativa effekterna i Lommabukten, där grunda och skyddade områden innerst i Lommabukten påverkas mest. För parametern totalfosfor under sommaren beräknas den höjda utsläppsnivån utgöra risk för försämrad status. Miljöstatus för övriga parametrar för kvalitetsfaktorn näringsämnen bedöms dock inte riskera att försämrans.

Flera av de skyddade områdena i Lommabukten är utpekade som känsliga mot högre halter näringsämnen och försämrade vattenkvaliteten i bevarandeplanerna. För nollalternativet går det inte att utesluta att en negativ utveckling kan ske inom dessa områden, främst med hänsyn till befintliga habitat av ålgräs. Bedömning avser både naturreservat och Natura 2000-områden. Även riksintressen för yrkesfiske som omfattar de strandnära områdena i Lommabukten påverkas och får förutsättningarna för föda och rekrytering för torsk, ål och plattfisk påverkade negativt.

Spridningsberäkningar av renat avloppsvatten visar att omfattning av påverkan av ämnen och föreningar kategoriserade under särskilda förorenande ämnen, läkemedelssubstanser och prioriterade ämnen har en avgränsad lokal påverkan. Bedömningsgrund och PNEC överskrids i närområdet för de olika utloppen i Lommabukten. Överallt överskridande halter eller större påverkade delområden förekommer inte. Dock finns en tydlig påverkan på skyddade områden där PNEC överskrids för flera läkemedel. Läkemedlet Östron (E1) har ett större utbredningsområde där ämnet inte understiger det marina PNEC. De ökade utsläppen bedöms därmed inte riskera att försämma miljöstatus för särskilda förorenade ämnen eller prioriterade ämnen. Utsläppsplymen från Sjölundas utlopp och de kustmynnade vattendragen sammanfaller och bidrar med förhöjda halter av miljöstörande ämnen i Lommabuktens inre delar, där de mest skyddsvärda naturområdena och arterna återfinns.

Ingen utredning för smittspridning och smittskydd har gjorts för detta scenario.

De två åar som har avloppsreningsverk uppströms påverkas av utsläppen som sker idag av renat avloppsvatten. För vissa parametrar som ammoniak, zink och specifik flödeseffekt, så bidrar utsläppen till en försämrade ekologisk status. Även om utsläppen för flera undersökta parametrar inte beräknas medföra en förändring av miljöstatus bidrar utsläppen med en betydande miljöpåverkan av vattenförekomsterna när kvalitetskravet god ekologisk och kemisk miljöstatus idag inte uppnås i samtliga berörda vattenförekomster.

6.3 Scenario P6B och P6C (framtida nya utsläppspunkter)

Scenario P6B och P6C förutsätter att utsläppen från de två avloppsreningsverken med utsläpp till uppströms vattendrag avvecklas och därmed upphör utsläppen till inlandsvatten. Utsläppen leds i stället till Sjölanda avloppsreningsverk. Båda scenarierna har samma förutsättningar gällande utgående halter och flöde. Utsläppspunkten i scenario P6B har dock flyttats ut ca 4 km från land, vilket motsvarar ca 1,3 km längre ut i sundet än nuvarande utsläppspunkter. Jämförelsevis har utsläppspunkten i scenario P6C flyttats ut ca 3,2 km från land, vilket motsvarar ca 550 meter längre ut i sundet från nuvarande utsläppspunkter.

En förflyttning av utsläppspunkten med ökat avstånd från land är positivt ur ett miljöperspektiv. Skillnaden i avstånd innebär ett större inflytande av den norrgående strömmen i Öresund. Detta medför att utsläppets initiala utspädning ökar samt utsläppsplymen riktning förändras. I scenario P6B rör sig utsläppsplymen mot nordost. I scenario P6C rör sig plymen istället mot öster, mot kusten. I framtiden beräknas utspädningen i Lommabuktens innersta områden öka jämfört med nutid. Minsta utspädningen i dessa områden är något större för scenario P6B (1000–2500 gånger) än för scenario P6C (ca 500–2500 gånger).

Scenarier P6B och P6C innebär en minskad belastning av miljöstörande ämnen och föreningar i jämförelse med nutid. Detta beror på en förbättrad rening i Sjölanda avloppsreningsverk, avveckling av de två inlandsverken samt förändrad geografisk position för utsläppspunkten. Inget av scenarierna utgör en risk för sänkt miljöstatus för kvalitetsfaktorn näringsämnen och underliggande parametrar.

Utbredningsområdet av särskilda förorenade ämnen, prioriterade ämnen och läkemedelssubstanser minskar i scenarierna i förändras jämfört nutid, i synnerhet i Lommabuktens inre områden. Utsläppningen <50-1000 gånger av miljöströrande ämnen sker på en mindre utbredningsområde jämfört med nutid och nollalternativet. Påverkan på skyddade områden minskar för båda utsläppspunkterna mot nutid och nollalternativet, där P6B har en minimal påverkan men P6C har en något större påverkan då plymen går mer mot öst. Läkemedelssubstansen Östron (E1) är parametern som beräknas ha störst utbredningsområde för det marina PNEC kan översigas, området berör stora delar av inre Lommabukten. Scenario P6B får ett mindre utbredningsområde än scenario P6C.

Påverkansbilden som återfinns i nutid minskar både i vattendragen och de kumulativa effekterna i Lommabukten, där grunda och skyddade områden innerst i Lommabukten påverkas mest. Även de kriterier avseende vattenkvalité som omnämns ovan är viktiga för att naturreservaten och riksintressena kommer att gynnas. Därmed medför dessa scenarier förbättrade förutsättningar att uppnå gynnsam bevarande status i Natura 2000-områdena. Scenario P6B beräknas inte utgöra ett hot mot gynnsam bevarande status för naturtypen sublittoral sandbankar och sandbottnar som blottas vid lågvatten och estuarier. Det samma gäller scenario P6C majoriteten av tiden men det finns risk för enstaka dagar då utsläppen medför tillfälliga haltbidrag av näringsämnen som överskrider målen för gynnsam bevarande status avseende utpekad naturtyp.

Scenarier P6B innebär att antalet dagar med smittrisk minskar i jämförelse med nutid. Scenario P6C resulterar i att antalet dagar med smittrisk ökar jämfört med nutid. Samtliga scenarier, nutid och framtid, har dock en mycket låg smittrisk och kommer inte påverka badvattenkvalitén.

Scenario P6B och P6C innebär att utsläppspunkten för Sjölunda avloppsreningsverk flyttas från befintligt läge, ca 700 meter respektive ca 550 meter längre från stranden, och närmare farled Malmö rederi – Malmö Oljehamn (sjöväg 231, klass 1, TEN-T). Utsläppspunkterna ligger dock fortfarande utanför farleden och bedöms inte påverka farleden eller riksintresset för sjöfart. I scenario P6C ligger utsläppspunkten längre bort från farleden än i scenario P6B men närmare än i nuläge och nollalternativ.

I scenarierna belastas de två vattendrag som mynnar i Lommabukten inte längre av utsläpp från de två mindre avloppsreningsverken, som avvecklas. Allt orenat avloppsvatten leds över till Sjölunda avloppsreningsverk. Avvecklingen innebär att normen för parametern flödesspecifik energi kan komma att uppnås i Sege å. Vidare upphör betydande miljöpåverkan från avloppsreningsverk i berörda inlandsvatten.

Sammanfattningsvis, är scenario P6B och P6C de scenarier som resulterar i minst påverkan på Lommabuktens miljöstatus. Genom att förlägga utlopp längre ut än befintligt utlopp erhålls minst risk för påverkan från näringsämnen och miljögifter i ytvatten. Vilket också är av positiv bemärkelse för risk av påverkan på de skyddade områdena i Lommabukten. Smittriskerna mycket låg i de båda framtida scenarierna och bedöms inte påverka badvattenkvalitén. Varken scenario P6B eller P6C bedöms försämra statusen för studerade kvalitetsfaktorer och parametrar i Lommabukten och övriga berörda vattenförekomster. Geografisk position av utsläppspunkten har därmed en mindre betydelse för miljöstatusen i vattenförekomsten. Scenarierna utgör en förbättring jämfört med nutid och nollalternativet. Därmed bedöms scenarierna P6B och P6C inte äventyra möjligheten att nå god status för berörda kvalitetsfaktorer.

7 Referenser

- Artdatabanken, S. (den 16 12 2022). *Artdatabanken*. Hämtat från Artfakta:
<http://www.artdatabanken.se/>
- Baden, S., Gullström, M., Lundén, B., Pihl, L., & Rosenberg, R. (2003). Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio*, 32: 374-377.
- Berg, H., Carlsson, N., & Gradin, M. (2008). *Skötselplan för naturreservatet Södra Lommabukten med Tågarps hed och Alnarps fälad*. Skåne: Länsstyrelsen Skåne.
- Bernes, C. (2005). *Förändringar under ytan: Sveriges havsmiljö granskad på djupet. Monitor 19*. Värnamo: Naturvårdsverket, Fälth & Hässler.
- Borum, J., Duarte, C., Krause-Jensen, D., & Greve, T. (2004). *European seagrasses: an introduction to monitoring and management. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses*. The M & MS project.
- ECB. (2003). *Technical Guidance Document on Risk Assessment*. European Chemicals Bureau (ECB).
- ECHA. (2020). *Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment*. Hämtat från ECHA: <https://echa.europa.eu>
- Hoyer, K., Höglind, L., Cmbritz, M., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, R., . . . Berg Olesen, C. (2022). *Kvartär rening vid Sjölunda ARV Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol*. VA SYD.
- Jansson. (2005a). *Bevarandeplan för Natura 2000-område Lommabukten*. Skåne: Länsstyrelsen Skåne.
- Jansson, A. (2005b.). *Bevarandeplan för Natura 2000-område Lommaområdet*. Skåne: Länsstyrelsen Skåne.
- Jephsson, T., Nyström, P., Moksnes, P.-O., & Baden, S. (2008). Trophic interactions in *Zostera marina* beds along the Swedish coast. *Marine Ecology Progress Series*, 369: 63-76.
- Koch, E., Bartleson, R., Stevenson, J., & Rybicki, N. (2000). Chesapeake Bay Submerged Aquatic Vegetation Water Quality and Habitat-Based Requirements and Restoration Targets: A Second Technical Synthesis. *Chesapeake Bay Program – A Watershed Partner*.
- Lundgren, F., Olsson, P., Sjölin, A., & Nylander, W. (2006). *Undersökningar längs sydkusten - Årsrapport*. Skåne: Sydkustens Vattenvårdsförbund.
- Länstyrelsen i Skåne. (2019). *Bevarandeplan för Natura 2000-området Löddeåns mynning SE0430091 - I Lomma och Kävlings kommuner*. Länsstyrelsen Skåne.
- Länstyrelsen i Skåne. (2017). *Ålgräs i Skåne 2016 – Fältinventering och satellitbildstolkning*. Skåne: Länsstyrelsen Skåne.
- Palmu, E., & Björn, H. (2018b). *Marint naturreservat Strandhusens revlar*. Lomma: Lomma kommun.
- Palmu, E., & Björn, H. (2018a). *Marint naturreservat Flädierev*. Lomma kommun.
- Rosenberg, R. m.fl. (1990). Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio*, 3:102-108.

Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S., & Yang, J. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Stockholm: Rapport nr B 2218: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Skyddad natur. (2022). *Skyddad natur*. Hämtat från <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>

SMHI. (den 25 11 2022). *Modelldata per område*. Hämtat från Vattenwebb: <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>

SMHI. (den 12 1 2023). *Sharkwebb*. Hämtat från <https://www.smhi.se/data/oceanografi/datavardskap-oceanografi-och-marinbiologi/sharkwebb>

Sweco Environment AB. (2020). *Miljökonsekvensbeskrivning och teknisk beskrivning till tillståndsansökan för vattenverksamhet i Norra hamnen*. Malmö: Sweco.

Syvaab. (2019). *Förstudie läkemedelsrening Syvaab. Huvudrapport, Syvaab i samarbete med Ramböll IVL Svenska Miljöinstitutet och Stockholms universitet*. Syvaab.

Toxicon. (2017). *Inventering av ålgräsängar i Lomma kommun – Ålgräsundersökning i Lommabukten 2017*. Toxicon.

VISS. (den 30 11 2022). Hämtat från <https://viss.lansstyrelsen.se/>

Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. Stockholm, report 36.: Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES), Stockholm University.

Öresunds vattenvårdsförbund. (2022). *Öresunds vattenvårdsförbund*. Hämtat från <http://www.oresunds-vvf.se/>

BILAGA M6.1

RECIPIENTUTREDNING

MAXIMA
Projekt tillstånd
Tillståndshandling
Miljöbalken

2023-05-30

Slutversion



Bilaga M6.1 Recipientutredning version 4.0
Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.1-001
Utgåva: 4.0

Titel: Bilaga M6.1 Recipientutredning

Status: Slutversion

Kontaktperson: Lena Hellberg, Maxima, VA SYD

Dokumenttyp: Underlagsrapport

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.1-001

Upprättad av: WSP Sverige AB

Författare: Peter Jonsson

Datum: 2022-09-27

Reviderad av: WSP Sverige AB

Författare: Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg

Utgåva: 4.0

Datum: 2023-05-30

Revisionshistorik i tabell

Datum	Utgåva	Orsak till revidering	Utfört av
2023-05-30	4.0	Leverans av slutversion	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2023-05-25	3.9	Revidering av namn	Erica Svensson, WSP Sverige AB
2023-03-03	3.0	Leverans av version	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2023-03-01	2.95	Tillgänglighetsanpassad	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2022-09-27	2.9	Revidering av ingående studerade avloppsreningsverk	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Erica Svensson och Nicole Österberg, WSP Sverige AB
2021-11-19	2.0	Revidering av ingående studerade avloppsreningsverk	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Nicole Österberg, Martin Lagerkvist, Annica Gammeltoft och Nadine Krupinski, WSP Sverige AB
2021-03-08	1.0	Reviderad version med nya scenarion	Lisa Lindberg, Peter Jonsson, Annica Gammeltoft, Nicole Österberg och Martin Lagerkvist, WSP Sverige AB

Lena Hellberg, VA SYD.

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.1-001

Bilaga M6.1 Miljöstatus för ytvatten version 4.0

www.hallbaravloppsrening.vasyd.se

Innehållsförteckning

1	Sammanfattning	4
2	Inledning	6
3	Syfte och bakgrund	7
3.1	Relevant lagstiftning	7
3.2	Berörda avloppsreningsverk	7
3.3	Recipienter	10
3.3.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	12
3.3.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	14
4	Metod	16
4.1	Avgränsning	16
4.2	Utgående mängder från avloppsreningsverk	17
4.2.1	Utsläppsdata verksamheter	17
4.3	Beräkning av halter	18
4.3.1	Mätdata i vattenförekomster	18
4.4	Flödesdata	18
4.5	Bedömning av påverkan på ekologisk status	19
4.5.1	Näringsämnen	19
4.5.2	Syretärande ämnen	19
4.5.3	Särskilda förorenande ämnen	20
4.5.4	Hydrologisk regim	21
4.6	Bedömning av påverkan på kemisk status	22
5	Resultat	23
5.1	Utgående mängder från avloppsvatten	23
5.1.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	23
5.1.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	23
5.2	Ekologisk status – näringsämnen	24
5.2.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	24
5.2.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	24
5.3	Syretärande ämnen	24
5.4	Ekologisk status – hydrologisk regim	25
5.4.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	25
5.4.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	26
5.5	Ekologisk status – särskilda förorenande ämnen	26

5.5.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	26
5.5.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	27
5.6	Kemisk status – prioriterade ämnen	27
5.6.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	27
5.6.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	28
5.7	Påverkan på biologi	28
5.7.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	28
5.7.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	28
5.8	Läkemedel	29
6	Sammanfattande resultat och slutsatser	30
6.1	Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån	30
6.2	Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön	30
6.3	Sammanfattande resultat.....	31
6.4	Osäkerheter	32
7	Referenser	33

1 Sammanfattning

Avloppsreningsverken i västra Skåne står inför utmaningar. Befolkningen i regionen förutspås växa samtidigt som kraven för omhändertagande och behandling av avloppsvatten ökar. Borgeby och Svedala avloppsreningsverk släpper idag ut renat avloppsvatten till de två vattendragen Kävlingeån (Lödde å) och Sege å. Vattendragen utgör vattenförekomster och omfattas av miljökvalitetsnormer. Inget av vattendragen uppnår idag kvalitetskravet god ekologisk och god kemisk ytvatten status. Det medför att det framtida utrymmet att nyttja dessa vattendrag som mottagare av renat avloppsvatten är begränsat om kvalitetskravet skall uppnås till år 2033.

Inom utredningen har tre scenarion använts för att beskriva påverkan utifrån olika belastningsnivåer. Scenario 1 beskriver nuläget utifrån utsläpp från perioden 2017–2021. Scenario 2 beskriver ett framtidsscenario med utsläpp enligt befolkningsprognos år 2045 och maximerade utsläpp enligt gällande tillstånd. Scenario 3 beskriver ett framtidsscenario där berörda avloppsreningsverk avvecklats till år 2045 och allt orenat avloppsvatten omleds till Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö. I scenario 3 antas att alla utsläpp från berörda avloppsreningsverk till vattendragen har upphört helt.

Beräkningar av hur halterna förändras nedströms respektive avloppsreningsverk har utförts för de studerade scenarierna för kvalitetsfaktorerna näringsämnen i vattendrag, särskilda förorenade ämnen, prioriterade ämnen samt hydrologisk regim. Beräknade halter har jämförts med bedömningsgrunderna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Resultatet av utredningen visar att avloppsreningsverken i scenario 1 har en marginell till liten påverkan på kvalitetsfaktorerna näringsämnen i vattendrag, särskilda förorenade ämnen och prioriterade ämnen i Kävlingeån och Sege å. En faktor av betydelse i resultatet är att samtliga vattendrag uppvisar kraftigt förhöjda halter av vattenkemiska parametrar redan uppströms avloppsreningsverken. Störst påverkan finns i Sege å som utgör ett mindre vattendrag. Kävlingeån är relativt sett en stor recipient och påverkas därav inte på samma sätt som det mindre vattendraget. Utredningen visar att utsläppen från avloppsreningsverket bidrar till förhöjda halter av ammoniak i Sege å, där en omledning till Sjölunda avloppsreningsverk kan bidra till att kvalitetskravet för ammoniak nås. Avloppsreningsverken utgör generellt stora punktkällor för utsläpp av näringsämnen i vattendragen, omfattningen av utsläppen är dock underordnad läckage av näringsämnen från omkringliggande jordbruksmark, som bedöms ha en större inverkan på miljöstatusen i vattendragen.

En ökad framtida belastning till år 2045 (scenario 2) innebär generellt en ökad belastning till recipienterna. Belastningen bedöms inte försämra klassgränsen av befintlig miljöstatus för de flesta studerade kvalitetsfaktorerna. Undantagen är kvalitetsfaktorn hydrologisk regim i Sege å, där ett ökat flöde från avloppsreningsverken under delar av året innebär en sådan avvikelse att parametern volymsavvikelse tillfaller en lägre statusklass.

Eftersom båda vattendragen idag inte uppnår kvalitetskravet kommer en ökad belastning till vattendragen från avloppsreningsverken bidra till att försvåra möjligheten att uppnå kvalitetskraven god ekologisk och kemisk status. Vid en miljöjuridisk prövning för ett nytt tillstånd och vid en omprövning av tillstånd kan detta faktum innebära försvårande omständigheter. Vid en avveckling av avloppsreningsverken och omledning till Sjölunda avloppsreningsverk innebär det en minskad belastning till vattenförekomsterna. Den minskade belastningen innebär dock inte någon förändrad statusklass för flera kvalitetsfaktorer. Undantaget är ammoniakhalten i Sege å. En omledning till

Lena Hellberg, VA SYD.

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.1-001

Bilaga M6.1 Miljöstatus för ytvatten version 4.0

www.hallbaravloppsrening.vasyd.se

Sjölunda avloppsreningsverk innebär dock att belastningen från avloppsreningsverken, som utgör stora punktutsläpp av flertalet ämnen, tas bort från vattendragen, vilket bidrar till att förbättra möjligheterna att uppnå vattendragens kvalitetskrav till år 2033.

2 Inledning

VA SYD beskriver miljöeffekter i två recipienter i västra Skåne kopplat till utsläpp av renat utsläppsvatten från två avloppsreningsverk. Avloppsreningsverken står inför utmaningar. Befolkningen i regionen förutspås växa samtidigt som kraven om omhändertagande och behandling av avloppsvatten ökar. Sjölunda och de mindre avloppsreningsverken Borgeby och Svedala avloppsreningsverk släpper idag ut renat avloppsvatten till vattendragen Kävlingeån och Sege å, som båda mynnar i Lommabukten.

Kävlingeån, Sege å och Lommabukten omfattas av vattenförekomster med beslutade miljökvalitetsnormer med krav på god ekologisk och kemisk miljöstatus. Ingen av vattenförekomsterna uppfyller kvalitetskravet idag. För samtliga nämnda ytvatten är avloppsreningsverken punktkällor för belastning av främst näringsämnen och syretärande ämnen men även andra miljöföroreningar såsom exempelvis metaller och läkemedelssubstanser.

Syftet med denna utredning är att utreda påverkan av utvalda kvalitetsfaktorer kopplade till utsläpp av renat avloppsvatten i berörda recipienter för Borgebys och Svedala avloppsreningsverk. Värdering av information och därmed bedömningen av påverkan utgår ifrån Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

En första version av rapporten togs fram våren 2019, därefter har revideringar utförts hösten 2020, hösten 2021 och sommaren 2022. Revisionerna var kopplade till förändring av scenario med förbättrat underlag samt justering av antal inkluderade avloppsreningsverk. I den aktuella versionen ingår två verk, Borgeby avloppsreningsverk och Svedala avloppsreningsverk, och nuvarande belastning utgår ifrån åren 2017-2021. Underlag är hämtat ifrån samma källor som tidigare versioner.

Denna rapport utgör en reviderad versionen av Recipientutredning vers 2.0 (2021-11-19).

Utredningen omfattar tre olika scenarion, där belastningen från avloppsreningsverken varierar:

1. Nuvarande belastning (utifrån belastningsdata för åren 2017–2021).
2. Framtidsscenario år 2045, med flödesbelastning enligt befolkningsprognos år 2045¹ och föroreningsbelastning från samtliga avloppsreningsverk enligt villkor i gällande tillstånd.
3. Framtidsscenario år 2045, då Borgebys och Svedala avloppsreningsverk avvecklats och orenat avloppsvatten istället leds till Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö efter ombyggnation. I scenariot antas nuvarande utsläppen från de två mindre avloppsreningsverkens till vattendragen helt ha upphört.

Utredningen är en del av en större utredning, där även påverkan på Lommabukten från utsläpp vid Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö undersöks avseende nutida och framtida belastning. Totalt sett antas den framtida belastningen på avloppsreningsverken i Skåne öka till följd av befolkningsökningen i regionen.

¹Tillståndsgivna flöden för beräkningar i scenario 2 är något överskattade jämför med tillståndsgivna flöden, varav påverkan i scenario 2 i denna rapport kan vara överskattat.

Lena Hellberg, VA SYD.

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.1-001

Bilaga M6.1 Miljöstatus för ytvatten version 4.0

www.hallbaravloppsrening.vasyd.se

3 Syfte och bakgrund

3.1 Relevant lagstiftning

Vattendirektivet och dotterdirektivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG) anger målen för förvaltningen av ytvatten och utgör ett lagkrav i svensk lagstiftning genom miljöbalken och förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Förordningen gäller för alla Sveriges ytvatten, vilket inkluderar inlands- och kustvatten. Ytvatten är indelade i geografiska enheter som kallas för vattenförekomster och för dessa finns statusbedömningar som beskriver den aktuella miljöstatusen. Metodiken för statusbedömning beskrivs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2019).

Målet för vattenförvaltningen är att alla ytvattenförekomster ska uppnå eller bibehålla minst god ekologisk och kemisk ytvattenstatus inom givna tidsfrister. Dessa mål kallas miljökvalitetsnormer. Rådande miljöstatus beskrivs av statusklassningar som görs utifrån olika kvalitetsfaktorer, som i sin tur understöds av parametrar. Med anledning av den s.k. Weserdomen började svenska domstolar tillämpa det s.k. icke-försämringskravet i samband med tillståndsprövningar. Sedan den 1 januari 2019 gäller att icke-försämringskravet har implementerats i miljöbalken utöver den skrivning som redan finns i vattenförvaltningsförordningen. Det vetenskapliga kriterium (bedömningsgrunden) som idag utgörs av föreskriften HVMFS 2019:25 blir därför nödvändig att förhålla sig till vid utvärdering av tillåtlighet. I prövning av miljöfarlig verksamhet finns idag försvårande omständigheter. Svenska myndigheter har ingen entydig vägledning för omfattning av tillätlig påverkan i relation till icke-försämringskravet. Det medför att det förekommer olika hänsyn till utspädningseffekter i varje enskild prövning, i samband med att utsläppsvillkor till vatten skall fastställas. Respektive omständighet kan delvis kopplas till avsaknaden av ett ramverk för var i relation till en belastningskälla som vattenförekomstens kvalitetskrav skall uppnås. När miljöfarlig verksamhet med utsläpp till en ytvattenförekomst bedrivs tar verksamhetsutövaren i praktiken alltid en viss volym vatten i anspråk där normgivna kvalitetskrav inte alltid kommer att kunna uppnås, såtillvida inte utgående vatten renas till samma eller renare kvalitet än rådande förhållanden i recipienten. Omfattning av miljöpåverkan från de olika avloppsreningsverken inom detta projekt styrs, utöver av utsläppets storlek, av den berörda vattenförekomstens flöde och bakgrundshalter av berörda ämnen och föreningar.

3.2 Berörda avloppsreningsverk

Kävlingeån, även kallad Lödde å, belastas av utsläpp från Borgeby avloppsreningsverk. Till Borgeby avloppsreningsverk tillförs idag avloppsvatten från Borgeby, Bjärred, Fjellie och Flädie.

Sege å belastas av utsläpp från bland annat Svedala avloppsreningsverk, som släpper direkt till ån söder om tätorten Svedala. Till Svedala avloppsreningsverk tillförs idag avloppsvatten från tätorterna Svedala, Nötesjö, Börringe, Östra Svenstorp, Holmeja, Sjödiken, Bjeret, Krågeholm och Aggarp samt från Sturups flygplats.

I tabell 1 presenteras avloppsreningsverkens anslutna personekvivalenter (pe) år 2017–2021, andel pe från industrier, utgående flöden, utsläppsvillkor samt till vilken vattenförekomst som respektive utsläpp sker. Avloppsreningsverkens geografiska placering samt berörda vattenförekomster redovisas i figur 1.

Tabell 1. Utredda avloppsreningsverks dimensionering, flöden, utsläppsvillkor samt vattenförekomster.

Anläggning	Anslutning 2017-2021	Varav industrier	Tillstånds- givet flöde	Medelflöde 2017-2021	Utsläpps- villkor	Mottagande vattenförekomst
Enhet	antal pe	antal pe	m ³ /dygn	m ³ /dygn		
Borgeby	10 200– 11 060	0	3 360	2 158	<0,3 mg/l tot-P <10 mg/l tot-N <6 mg/l BOD7	Kävlingeån: Havet- Bråån (SE618685-133000)
Svedala	9 350 – 19 660	0	4 500–6 000	3 095	<0,3 mg/l tot-P <10 mg/l tot-N <10 mg/l BOD7	Sege å: Spångholmsbäcken- Böringesjön (SE615640-133329)



Figur 1. Avloppsreningsverkens placering i vattendragen samt berörda vattenförekomster.

3.3 Recipienter

De studerade avloppsreningsverken har utsläpp till vattendragen Kävlingeån (Lödde å) och Sege å. Utsläppen berör direkt två (2) vattenförekomster och totalt fyra (4) vattenförekomster inräknat nedströms direkt berörda vattenförekomster innan havet. Utsläppspunkten för Borgeby avloppsreningsverk ligger även nära kustvattenförekomsten Lommabukten. För samtliga direkt berörda vattenförekomster gäller kvalitetskravet god ekologisk status 2033 samt god kemisk status med undantag för kvicksilver och kvicksilverföreningar samt bromerad difenyleter. Ingen av direkt berörda vattenförekomster uppnår god ekologisk status och god kemisk status (VISS, 2022).

Samtliga vattenförekomster övervakas inom ramen för olika recipientkontrollprogram som samordnas av Kävlingeåns vattenråd och Segeåns vattendragsförbund och vattenråd. I tabell 2 sammanfattas underlaget för den senaste statusklassningen i VISS för de vattenförekomster som påverkas av utsläppen från de två avloppsreningsverken. Befintligt underlag tyder på problem med övergödning samt stora fysiska förändringar till följd av jordbruk.

Tabell 2. Översiktliga data över de vattenförekomster som tar emot renat avloppsvatten från berörda avloppsreningsverk (hämtade från VISS 2022-05-19).

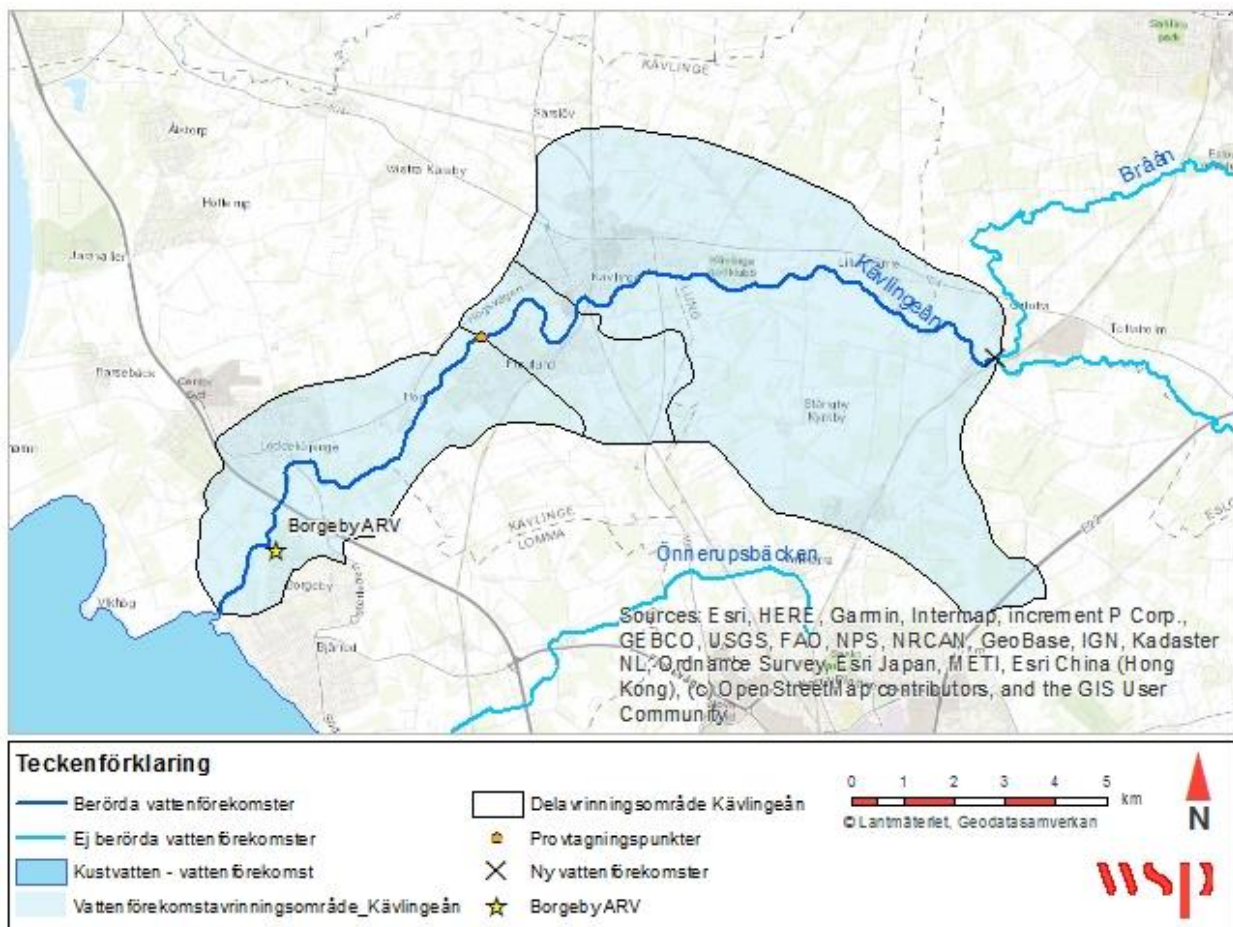
	Kävlingeån: Havet-Bråån (SE618685-133000)	Sege å: Spångholmsbäcken- Böringesjön (SE615640-133329)
Total längd (km)	23	22
Medelvattenföring (m ³ /s)*	10,9	2,69
Lågmedelvattenföring (m ³ /s)*	2,05	0,14
Högmedelvattenföring (m ³ /s)*	54,1	17,7
Storlek avrinningsområde (km ²)	1 200	134
Recipient för berörda avloppsreningsverk	Borgeby	Svedala
Belastning berörda avloppsreningsverk - flöde (m ³ /d)	2 094	3 109
Belastning berörda avloppsreningsverk - fosfor (kg/år), medel 2017-2021	146	244
Belastning berörda avloppsreningsverk - kväve (kg/år), medel 2017-2021	5 645	7 065
Andel av vattenförekomst som berörs av renat avloppsvatten från berörda avloppsreningsverk (%)	8	73
Avstånd till havet (km)	1,7	21
Antal vattenförekomster nedströms innan havet	0	2
Ekologisk status	Otillfredsställande	Otillfredsställande
Kvalitetsfaktorer		
Påväxt-kiselalger	Måttlig	Ej klassad
Bottenfauna	Ej klassad	Ej klassad
Fisk	Otillfredsställande	Otillfredsställande
Näringsämnen (Tot P)	Måttlig	Dålig
Försurning	Ej klassad	Ej klassad
Särskilda förorenande ämnen	Måttlig	Måttlig
Konnektivitet	Otillfredsställande	Måttlig
Hydrologisk regim	Dålig	Dålig
Morfologiskt tillstånd	Otillfredsställande	Otillfredsställande
Kemisk status	Uppnår ej god (undantag)	Uppnår ej god (undantag)
Miljöproblem i vattenförekomst	Övergödning, miljögifter**, morfologiska förändringar och kontinuitet.	Övergödning, miljögifter**, flödesförändringar, morfologiska förändringar och kontinuitet.

*Flödesstatistik (1991–2020) för totalt stationskorrigerad vattenförening från SMHI Vattenwebb (2022). Data hämtad ifrån delavringsområde 152 (Kävlingeån) och 99 (Segeå).

**Känd påverkan från miljögifter beror på överallt överskridande ämnen (kvicksilver och bromerad difenyleter).

3.3.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

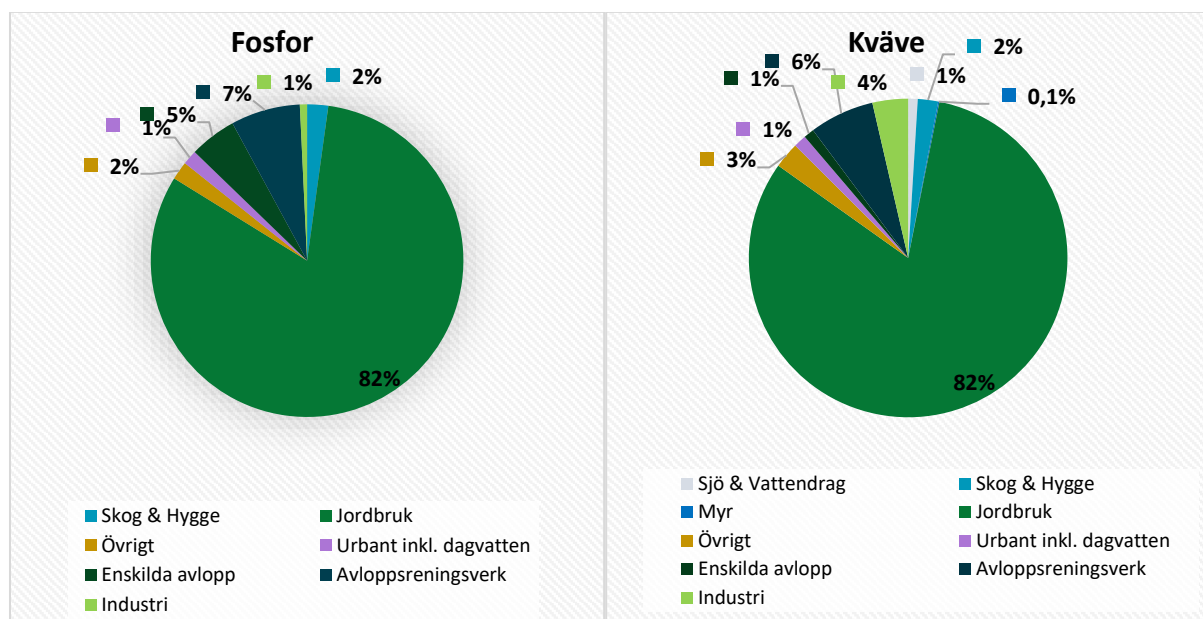
Vattenförekomsten Kävlingeån Havet-Bråån (SE618685-133000) sträcker sig mellan tätorten Örtofta och mynningen i Lommabukten, norr om Bjärred, se figur 2. Kävlingeån har sitt ursprung i Klingavälsån och Vombsjön, geografiskt sett centralt i Skåne län. Kävlingeån är en av Skånes större åar och benämns Lödde å sydväst om Kävlinge till dess mynning i Lommabukten. Borgeby avloppsreningsverk har utsläpp till vattenförekomsten som ligger längst nedströms vattendraget och slutar vid Lommabuktens mynning. Uppströms berörd vattenförekomst finns ytterligare cirka sexton (16) vattenförekomster (sjöar och vattendrag) och samhällen med avloppsreningsverk med utsläpp till vattendraget, däribland Kävlinge, Södra Sandby, Revingeby och Flyinge.



Figur 2. Karta över Kävlingeån med delavrinningsområden, Borgeby avloppsreningsverk samt använda provtagningspunkter för vattenkvalité (provpunkt – Högsmölla, provtas av Kävlinge vattenråd).

Avrinningsområde i anslutning till vattenförekomsten är ca 1203 km² och markanvändningen består av jordbruksmark (65 %) och i övrigt av tätort (3 %), hedmark (11 %) samt hårdgjorda ytor (1 %) (SMHI Vattenwebb, 2022). Sjöar och vattendrag utgör 2 %. Söder om byn Kävlinge (uppströms avloppsreningsverket) ligger Kävlinge och Furulunds vattenskyddsområden. I mynningsområdet i Lommabukten ligger naturreservatet och Natura 2000-området *Löddeåns mynning*.

Kävlingeån/Lödde å påverkas antropogent av avloppsreningsverk, läckage från jordbruksmark och urban markanvändning, enskilda avlopp och dagvatten från vägmark samt atmosfärisk deposition av bland annat kvicksilver (VISS, 2022). Konnektiviteten i vattendraget är påverkad av ett flertal vandringshinder. Vattendragets flöde är även påverkat av bland annat utsläpp av renat avloppsvatten och är till stor del är också påverkat av mänskliga ingrepp som grävning, muddring eller rätning. Den totala nettobelastningen av fosfor och kväve för avrinningsområdet vid vattenförekomstens mynning redovisas i figur 3 och tabell 3 (SMHI Vattenwebb, 2022).



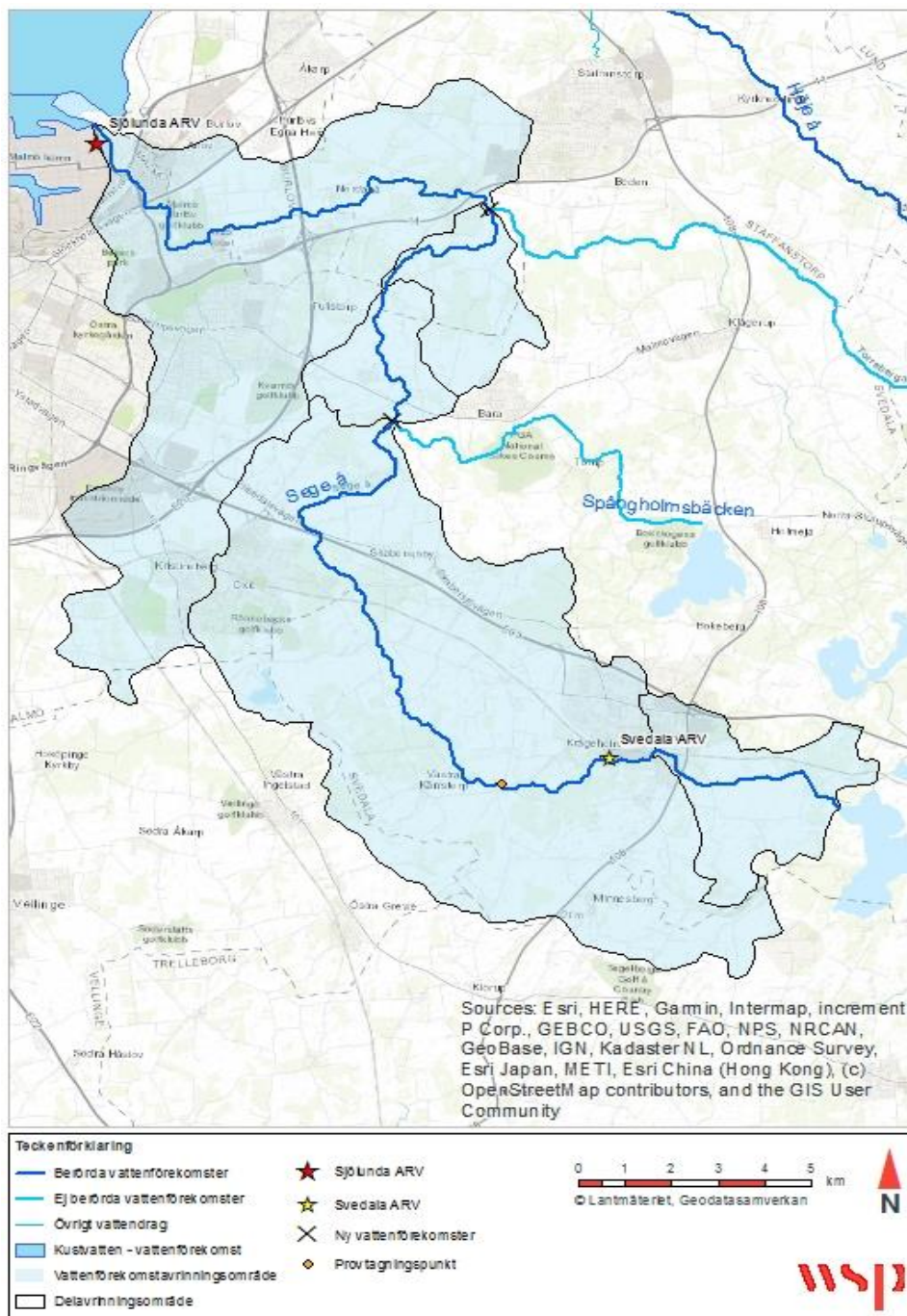
Figur 3. Procentuell källfördelning av den totala nettobelastningen för avrinningsområdet vid mynningen av vattenförekomsten Kävlingeån Havet-Bråån (SE618685-133000) (SMHI Vattenwebb, 2022).

Tabell 3. Källfördelning i kg/år av den totala nettobelastningen för avrinningsområdet vid mynningen av vattenförekomsten Kävlingeån Havet-Bråån (SE618685-133000) (SMHI Vattenwebb, 2022).

	Kväve [kg/år]	Fosfor [kg/år]
Sjö & Vattendrag	13 151	0
Skog & Hygge	27 988	556
Myr	1 767	22
Jordbruk	1 112 011	20 827
Övrigt	35 747	485
Urbant inkl. dagvatten	17 610	384
Enskilda avlopp	14 360	1 238
Avloppsreningsverk	89 529	1 832
Industri	49 170	190
Internbelastning	0	0,1
Summa	1 361 334	25 533

3.3.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Börriingsjön

Vattenförekomsten Sege å: Spångholmsbäcken-Börriingsjön (SE615640-133329) börjar vid Börriingsjön, och sträcker sig till sammanflöde med Spångholmsbäcken, se figur 4. Sege å fortsätter 35 km genom två ytterligare vattenförekomster av inlandsvatten innan ån mynnar i kustvattenförekomsten Malmö hamnområde. Vattendraget passerar även orterna Oxie, Bara och Staffanstorp. Inga andra avloppsreningsverk utöver Svedalas har utsläpp till vattenförekomsten.

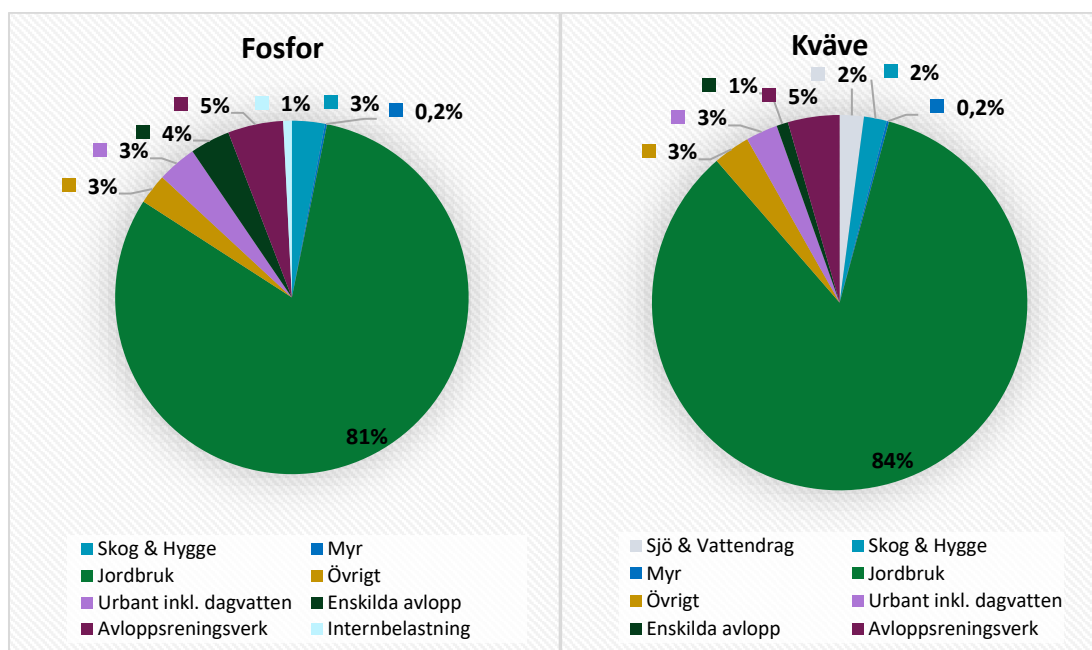


Figur 4. Karta över Sege å med delavrinningsområden, avloppsreningsverk samt i utredningen använda provtagningspunkt Lilla Svedala för vattenkvalité (provtagas av Sege å vattendrår).

Avrinningsområde i anslutning till vattenförekomsten är 135 km² och markanvändningen består av jordbruksmark (60 %), skogsmark (13 %), hedmark (13 %), tätort (6 %) och hårdgjorda ytor (3 %). Sjöar och vattendrag utgör 4 % (SMHI Vattenwebb, 2022). Norr om Oxie ligger *Törringelund* naturreservat.

Sege å påverkas av avloppsreningsverk, förorenade områden, läckage från jordbruksmark och urban markanvändning, enskilda avlopp och dagvatten samt påverkan av atmosfärisk deposition av bland annat kvicksilver (VISS, 2022). Konnektiviteten i vattendraget är påverkat av ett partiellt vandringshinder i huvudfåran och i biflödena. Vattendraget är i hög grad påverkat av förändringar av det morfologiska tillståndet till följd av påverkan från jordbruk, rensning och rätning.

Den totala nettobelastningen av fosfor och kväve för avrinningsområdet vid vattenförekomstens mynning redovisas i figur 5 och tabell 4 (SMHI Vattenwebb, 2022).



Figur 5. Procentuell källfördelning av den totala nettobelastningen för avrinningsområdet vid mynningen av vattenförekomsten Sege å: Spångholmsbäcken-Böringesjön (SE615640-133329) (SMHI Vattenwebb, 2022).

Tabell 4. Källfördelning i kg/år av den totala nettobelastningen för avrinningsområdet vid mynningen av vattenförekomsten Sege å: Spångholmsbäcken-Böringesjön (SE615640-133329) (SMHI Vattenwebb, 2022).

	Kväve [kg/år]	Fosfor [kg/år]
Sjö & Vattendrag	3 804	0
Skog & Hygge	3 599	142
Myr	376	9
Jordbruk	154 601	3 827
Övrigt	5 823	131
Urbant inkl. dagvatten	5 026	170
Enskilda avlopp	1 829	173
Avloppsreningsverk	8 151	240
Industri	0	0
Internbelastning	0	37
Summa	183 211	4 729

4 Metod

4.1 Avgränsning

Utredningen är avgränsad till vattenförekomster som berörs av utsläpp av renat avloppsvatten i Kävlingeån (Lödde å) och Sege å. Utredningen omfattar avloppsreningsverken Borgeby och Svedala.

Utredningen omfattas av tre scenarier som beskriver belastningen från renat avloppsvatten på berörda vattenförekomster:

1. Nuvarande belastning. Utgår från en medelbelastning baserat på belastningsdata från perioden 2017–2021. Utsläppsmängder som månadsmedel (kg/år) har använts för kväve, fosfor, BOD samt ammoniak. För metaller har halter i utgående vatten från respektive avloppsreningsverk använts då detta varit tillgängligt.
2. Belastning enligt framtida befolkningsprognos år 2045. Scenariot har beräknats utifrån ett prognosflöde från respektive verk vid år 2045 och utsläpp enligt villkor i gällande tillstånd för respektive avloppsreningsverk.
3. Framtida belastning då de två ovannämnda avloppsreningsverk avvecklats till år 2045. Scenariot förutsätter att inkommande avloppsvatten till Borgeby och Svedala avloppsreningsverk överförs till Sjölunda avloppsreningsverk och utsläppen till vattendragen från avloppsreningsverken antas helt ha upphört.

Analysen innefattar de kvalitetsfaktorer som utsläpp av renat avloppsvatten tydligt kan kopplas till samt där tillgängliga recipientdata finns. Avloppsreningsverkens utsläpp bidrar till ökade flöden nedströms utsläppspunkten samt tillför näringsämnen, biologiskt syreförbrukandematerial och andra miljöföroreningar som passerar avloppsreningsverken. För påverkan på ekologisk status omfattar utredningen kvalitetsfaktorerna näringsämnen, särskilda förorenande ämnen samt hydrologisk regim. För påverkan på kemisk status omfattas vissa prioriterade ämnen. Avgränsning har även gjorts till de vattenförekomster som direkt påverkas av utsläppen av renat avloppsvatten. För bedömning av påverkan på kemisk ytvattenstatus och särskilda förorenande ämnen har avgränsning gjorts till metaller som uppmätts i utgående renat avloppsvatten.

Till följd av lite underlagsdata har inte läkemedelssubstanser inkluderats i utredningen. I avsnitt 5.8 förs ett kort resonemang utifrån Länsstyrelsen Skånes (2021) rapport om läkemedel i vattendrag, där Svedala avloppsreningsverk ingår.

Utöver näringsämnen, syretärande ämnen, metaller samt ovan nämnda läkemedelssubstanser finns andra ämnen i utgående vatten från avloppsreningsverk, såsom organiska substanser från kemiska produkter i hushåll eller tillverkningsindustrin. För dessa ämnen saknas underlagsinformation och därav omfattas de inte av denna utredning.

4.2 Utgående mängder från avloppsreningsverk

Vid beräkning av utgående mängder från avloppsreningsverken har mängden beräknats utifrån utsläppshalter och flöden från avloppsreningsverken under perioden 2017–2021 (scenario 1). Vid ett framtida scenario, med de två avloppsreningsverken fortsatt i drift år 2045 (scenario 2), har flöden beräknats utifrån en framtida befolkningsprognos år 2045 samt maximala utsläpp enligt villkor i gällande tillstånd för respektive avloppsreningsverk. Mängderna beräknades utifrån månadsmedelvärden eller årsmedelvärden för flöden och halterna (se avsnitt 4.2.1) och beräknades per månad för perioden 2017–2021.

Då inga villkor för utsläpp av metaller finns i gällande tillstånd har mängden metaller beräknats för ett maximalt utsläpp enligt tillstånd (scenario 2) utifrån förhållandet mellan utsläppsmängden av BOD under perioden 2017–2021 (scenario 1) och maximalt utsläpp enligt tillstånd (månadsvis). För ammoniak har kvoten för utsläppen av kväve under perioden 2017–2021 (scenario 1) och maximalt utsläpp enligt tillstånd (månadsvis) använts.

4.2.1 Utsläppsdata verksamheter

Data för utgående flöden, halter och mängder från avloppsreningsverken samt gällande tillståndsvillkor har erhållits från VA SYD och Länsstyrelsen i Skåne. Nuvarande belastning utgår från utsläppsdata för perioden 2017–2021. I första hand har månadsvärden för flöden och halter använts. Om detta inte funnits tillgängligt har data för årsmedel för utgående mängder per dag (flöde, näringsämnen) eller mängder per år (metaller) använts. Indata från beräkningarna för utgående mängder (årsmedel) för respektive avloppsreningsverk över perioden 2017–2021 redovisas i tabell 5.

För ämnen som i analys av utgående vatten inte varit i detekterbara halter har utgående halt satts till halva detektionsgränsen. Då data för metallhalter i utgående vatten saknades för ett av avloppsreningsverken (Borgeby) har utsläppsdata från ett liknande avloppsreningsverk använts. Då metallhalter saknas för Borgeby avloppsreningsverk från år 2017 har metallhalterna från närliggande Kävlinge avloppsreningsverk för samma period används i kombination med flöden från Borgeby för att beräkna utsläppsmängden, för övriga år har data från Borgeby avloppsreningsverk varit tillgängligt. Utsläppshalterna är i ungefär samma storlek i jämförelse med värden för utsläppshalterna 2018–2021 från Borgeby avloppsreningsverk.

Tabell 5. Utsläppsdata från studerade avloppsreningsverk (nuvarande drift, medel 2017–2021).

Utsläppsdata 2017-2021	Enhet	Borgeby ARV	Svedala ARV
Flöde	m ³ /d	2 158	3 095
P-tot	kg/år	167	235
N-tot	kg/år	5 268	7 162
BOD	kg/år	1 694	3 447
Ammonium, NH ₄ -N	kg/år	269	2 563
As	kg/år	0,3	-
Cu	kg/år	3,4	8
Cr	kg/år	0,5	0,5
Zn	kg/år	22	20
Cd	kg/år	0,01	0,05
Pb	kg/år	0,4	0,3
Hg	kg/år	0,03	0,1
Ni	kg/år	3,0	3,8

Lena Hellberg, VA SYD.

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.1-001

Bilaga M6.1 Miljöstatus för ytvatten version 4.0

www.hallbaravloppsrening.vasyd.se

4.3 Beräkning av halter

Beräkningar av nya halter i vattenförekomsterna för de tre scenarierna har genomförts med hjälp av flöden och halter i både recipienter och utsläpp från anläggningarna. Före utsläpp ifrån anläggningarna har avloppsreningsverkens miljörapporter använts (VA SYD, 2018; 2019; 2020; 2021; 2022; Svedala kommun, 2018; 2019; 2020; 2021; 2022). För halter i recipienterna har data från respektive vattendrags recipientkontrollprogram för åren 2017-2021 använts ((Ekologgruppen, 2018) (2018) (2019) (2019) (2019) (2020) (2020) (2020); (Ekologgruppen, 2019) (2020) (2021) (2022); (SGS Analytics, 2022)). I första hand har mätpunkter nedströms avloppsreningsverkens utsläppspunkter använts, men i de fall där en uppströms punkt bedömts mer lämplig (utifrån tillgängliga data samt avstånd till utsläppspunkt) har denna använts. Då halter för arsenik inte varit tillgängligt för Svedala avloppsreningsverk har detta endast beräknats för Borgeby avloppsreningsverk. Halten för berörd parameter i utsläppsvattnet vid total omblandning har beräknats för de olika scenarierna enligt formel:

$$C_{total\ omblandning} = \frac{C_{utsläpp} * Q_{utsläpp} + C_{bakgrund} * Q_{bakgrund}}{Q_{utsläpp} + Q_{bakgrund}}$$

där C är koncentrationen och Q är flödet. I de fall en punkt nedströms använts har belastningen istället dragits bort från bakgrundshalten i recipienten för scenario 3. I scenario 2 har ökningen i flödet mellan prognosen samt dagens belastning (scenario 1) beräknats och lagts till utsläppet.

Utgående mängder från avloppsreningsverken har varit maximala utsläpp enligt gällande tillstånd samt prognoserade flöden utifrån befolkningsprognos år 2045 (se avsnitt 4.2).

4.3.1 Mätdata i vattenförekomster

Uppmätta halter i vattenförekomsterna har hämtats från recipientkontrollprogram i respektive vattendrag, antingen från miljörapporter från vattenrådets hemsida ((Kävlingeåns Vattenråd, 2022); (Segeåns vattendragsförbund och vattenråd, 2022)) eller hos SLU Miljödata (2022). Månadsvärden för perioden 2017–2021 har använts. Då månadsvärden inte var tillgängliga har årsmedel använts. Då mätdata för metallhalter saknades i recipientkontrollen för Sege å har medelvärden för metaller hämtats från ett examensarbete över miljögiftssituationen i Skånes vatten vid Lunds universitet (Boström, 2013). Resterande mätdata för Sege å har hämtats från Segeåns Vattendragsförbund och Vattenråd recipientkontroll vid mätpunkten Lilla Svedala, cirka 2,8 km nedströms utsläppspunkten för Svedala avloppsreningsverk (se figur 4 i avsnitt 3.3.2)

För Kävlingeån har samtliga mätdata i vattenförekomsten hämtats ifrån SLU:s databas MVM (2022) vid mätpunkten Högs Mölla, cirka 7,5 km uppströms Borgeby avloppsreningsverk (se figur 2 i avsnitt 3.3.1).

4.4 Flödesdata

Flöden i berörda vattenförekomster har hämtats från SMHI Vattenwebb (2022) för modelldata per område och för delavrinningsområdena i tabell 6. Vid beräkningar användes månadsvärden för total stationskorrigerad vattenföring för åren 2017–2021. För beräkning av nya halter i scenario 2 och 3 hämtades värden för vattenföringen från punkten närmast nedströms vattenförekomsten om möjligt (se kartor för respektive vattenförekomst i avsnitt 3.2).

För Kävlinge å och Sege å har flödesdata hämtats i en punkt vid respektive vattenförekomsts mynning. För beräkning av påverkan på flödesspecifik energi har uppströms flöden använts som referens.

Tabell 6. Använda delavrinningsområden för hämtande av flödesdata (SMHI Vattenwebb, 2022).

Vattendrag	ID delavrinningsområde
Kävlingeån	618685-132915
Sege å	616213-133100

4.5 Bedömning av påverkan på ekologisk status

4.5.1 Näringsämnen

Kvalitetsfaktorn för näringsämnen i inlandsvatten klassas utifrån halten totalfosfor och uttrycks genom en ekologisk kvot, som beräknas enligt HVMFS 2019:25. Kvalitetsfaktorn är klassad för samtliga berörda vattenförekomster.

Beräkningarna/statusklassningen för recipienterna och respektive scenario baseras dels på provtagningar och analyser från perioden 2017–2021 i recipienterna. Dels på beräknade halter i recipienterna utifrån mängden som släpps ut från respektive avloppsreningsverk.

EK-värdet för respektive scenario har beräknats utifrån Länsstyrelsens beräknade referensvärden justerade för jordbruksmark (VISS, 2022) och beräknade halter i recipienten nedströms utsläppspunkten.

$$EK = \frac{\text{referensvärde/bakgrundsvärde}}{\text{halt i recipient}}$$

För bedömning av ekologisk status används bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25, enligt tabell 7.

Tabell 7. Bedömningsgrunder för ekologisk status, avseende fosforhalter.

EK-värde	EK <0,2	0,2 ≤ EK <0,3	0,3 ≤ EK <0,5	0,5 ≤ EK <0,7	0,7 ≤ EK
Status	DÅLIG	OTILLFREDSTÄLLANDE	MÅTTLIG	GOD	HÖG

4.5.2 Syretärande ämnen

Inom en vattenförekomsts ekologiska status finns kvalitetsfaktorn syrgasförhållanden för sjöar och vattendrag. För att kvalitetsfaktorn ska vara rättvisande ska provtagning av syrgas skett i lugnflytande sträckor av vattendragen. Kvalitetsfaktorn påverkas i vattendrag främst av de lokala förhållandena i vattendraget, men även av näringspåverkan och tillförsel av organiskt material (exempelvis BOD).

Statusklassificering av syrgashalter utgår direkt från uppmätta halter, se tabell 8. Det är alltid minimivärdet över en bestämd mätperiod som ska användas för klassificeringen.

Det har inte genomförts några beräkningar av effekter på kvalitetsfaktorn till följd av utsläpp av BOD då det är svårt att räkna fram nya halter av löst syrgas. Syrgashalten beror på direkta förhållanden i provtagningspunkten (hur mycket rörelse i vattnet, eventuella fall, forsende sträckor uppströms m.m.) samt mängden syretärande ämnen. Inga beräkningar av effekten av BOD på syrgas har gjorts inom denna utredning.

Tabell 8. Visar bedömningsgrunderna för klassificering av syretärande ämnen enligt HVMFS 2019:25.

EK-värde	Syrgaskoncentration [mg/l]	
	Varmvattenfiskar	Huvudsakligen salmonider
Hög	Syrgas $\geq 7(8)$	≥ 9
God	≥ 5 Syrgas < 7	7–9
Måttlig	≥ 4 Syrgas < 5	6–7
Otillfredsställande	≥ 2 Syrgas < 4	4–6
Dålig	Syrgas < 2	< 4

4.5.3 Särskilda förorenande ämnen

Gränsvärden för särskilda förorenande ämnen anges i HVMFS 2019:25 eller i VISS för vattenförekomster av intresse. Av de ämnen som klassas som särskilda förorenande ämnen i HVMFS 2019:25, avgränsas denna utredning till ämnen som kontinuerligt provtas vid avloppsreningsverken (ammoniak, arsenik, koppar, krom och zink). För bedömning av avloppsreningsverkens påverkan på vattenförekomsterna har beräknade halter för de olika scenarierna jämförts med bedömningsgrunderna.

För koppar och zink gäller bedömningsgrunderna för biotillgänglig halt. Den biotillgängliga halten i vattenförekomsten har beräknats med verktyget Bio-met 4.0 samt pH, DOC och kalcium. Då data för DOC och kalcium saknats i Segeån har halterna satts till 8,1 mg DOC/l och 77 mg kalcium/l för samtliga vattenförekomster, utifrån mätningar i Kävlingeån.

Halten ammoniakkväve i vattenförekomsten beräknades utifrån ammoniumhalt, pH och temperatur (Kelvin) i vattenförekomsten enligt HVMFS 2019:25, se formler nedan. Då halten ammoniak varierar med pH och temperatur, som varierar övre året, har ammoniakhalten beräknats per månad innan ett årsmedel beräknats. Utöver gränsvärde för årsmedel finns även ett gränsvärde för maximal tillåten halt för ammoniak, då höga halter av ammoniak kan innebära risk för akut toxicitet för vattenlevande organismer. För maximal tillåten halt bör jämförelse göras med månadshalter, så halter av ammoniak över maximal tillåten halt inte förekommer under årets varmare månader.

$$\begin{aligned} \text{halt } NH_3 - N &= \text{fraktion } NH_3 * \text{halt } NH_4 \\ \text{fraktion } NH_3 - N &= 1 / (10^{pKa-pH} + 1) \\ pKa &= 0,0908121 + 2729,92/T \end{aligned}$$

Enligt föreskrifterna HVMFS 2019:25 är bedömningsgrunderna för arsenik och zink i vatten framtagna för att hänsyn ska tas till naturlig bakgrundshalt. Den naturliga bakgrundshalten har därmed adderats till gränsvärdet om beräknad halt överskridit eller legat nära gränsvärdet. Enligt Herbert et al (2009) är den naturliga bakgrundshalten i vatten för arsenik 1,0 µg/l och för zink 2,7 µg/l för humusfattiga kalkrika vattendrag i ekoregion 5 (Skåne). I dataunderlaget för denna grupp vattendrag ingick Kävlingeån och Sege å antas ha samma naturliga bakgrundshalt.

Lena Hellberg, VA SYD.

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.1-001

Bilaga M6.1 Miljöstatus för ytvatten version 4.0

www.hallbaravloppsrening.vasyd.se

4.5.4 Hydrologisk regim

För bedömning av avloppsreningsverkens påverkan på kvalitetsfaktorn hydrologisk regim används parametern specifik flödeseffekt. Specifik flödeseffekt beskrivs som en avvikelse från ett referensförhållande i energiförlust per meter vattendragsbredd som sker när vattnet strömmar i en vattenfåra. Kan också beskrivas som den kraft som finns tillgänglig per meter vattendragslängd för att utföra fysiska processer i vattendraget, som erosion, deposition och transport av sediment som skapar olika habitat.

Specifik flödeseffekt beräknas enligt formeln nedan (HVMFS 2019:25) baserat på månadsmedelflöden (SMHI Vattenwebb, 2022) under perioden 2017–2021 uppströms avloppsreningsverken och nuvarande flödesbelastning och flödebelastning enligt tillståndet.

$$\text{Specifik flödeseffekt (W/m}^2\text{)} = \frac{p \cdot g \cdot Q \cdot S}{b}$$

p = vattnets densitet (1000 kg/m³)

g = gravitationskraften (9,81 kg/m³)

Q = medelvattenföringen (m³/s)

b = vattendragsfårens medelbredd (m)

Effektens avvikelse i scenario 1 och 2 jämfört med flödesförhållandena uppströms avloppsreningsverken (uttryckt i procent) visar avloppsreningsverkens påverkan på kvalitetsfaktorn. Tabell 9 visar de klassgränser som används i HVMFS 2019:25 för att klassificera status utifrån avvikelsen från ett referensförhållande. Inom utredningen har avvikelserna för respektive scenario beräknats, men någon klassning enligt HVMFS 2019:25 har inte utförts då flödesförhållandena uppströms avloppsreningsverken i nuläget är kraftigt påverkade och statusen för hydrologisk regim, sett till hela vattenförekomsterna, är dålig.

I scenario 1 inkluderas belastningen från avloppsreningsverken till flödesregimen uppströms avloppsreningsverken. Finns flera avloppsreningsverk som påverkar vattenförekomsten, inkluderas belastningen från båda avloppsreningsverken. I scenario 2 inkluderas flödet enligt befolkningsprognos år 2045.

Tabell 9. Visar bedömningsgrunderna för klassificering av specifik flödeseffekt i vattendrag enligt HVMFS 2019:25.

EK-värde	Klass	Specifik flödesenergi i vattendrag]
Hög	5	Ytvattenförekomstens specifika flödeseffekt avviker med högst 5 % från referensförhållandet.
God	4	Ytvattenförekomstens specifika flödeseffekt avviker med mer än 5 % men högst 15 % från referensförhållandet.
Måttlig	3	Ytvattenförekomstens specifika flödeseffekt avviker med mer än 15 % men högst 35 % från referensförhållandet.
Otillfredsställande	2	Ytvattenförekomstens specifika flödeseffekt avviker med mer än 35 % men högst 75 % från referensförhållandet.
Dålig	1	Ytvattenförekomstens specifika flödeseffekt avviker med mer än 75 % från referensförhållandet.

4.6 Bedömning av påverkan på kemisk status

Kemisk status är baserad på en vattenförekomsts halter av så kallade "prioriterade ämnen" som anges i ramdirektivet för vattens dotterdirektiv (direktiv 2008/105/EG). Gränsvärden anges i HVMFS 2019:25 och består för inlandsytvatten av ett årsmedelvärde och en maximalt tillåten koncentration. Av de 56 ämnen som lyfts som prioriterade ämnen i HVMFS 2019:25 avgränsas denna utredning till de ämnen som kontinuerligt provtas vid avloppsreningsverken (kadmium, bly, kvicksilver och nickel). Dessa ämnen analyseras även frekvent inom vattenmyndigheternas miljöövervakning. För bedömning av avloppsreningsverkens påverkan på vattenförekomsterna i denna utredning har beräknade halter i recipienten för de tre scenarierna jämförts med gällande gränsvärden.

För nickel och bly gäller gränsvärdet för biotillgängligt halt. Biotillgängligheten för nickel har beräknats med verktyget Bio-met v5.0 om de totala halterna överstiger gränsvärdet för biotillgänglig halt samt pH, DOC och kalcium. Då data för DOC och kalcium saknats i Segeån har halterna satts till 8,1 mg DOC/l och 77 mg kalcium /l för samtliga vattenförekomster, utifrån mätningar i Kävlingeån. Enligt Havs- och vattenmyndigheten fungerar verktyget Bio-met sämre med beräkningar av biotillgänglig halt av bly i svenska vatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Den biotillgängliga halten för bly har därmed inte beräknats.

5 Resultat

I avsnittet redovisas beräknade resultat utifrån de tre bestämda scenariona:

1. Nuvarande belastning (data från 2017–2021)
2. Framtida belastning utifrån befolkningsprognos år 2045 samt villkor i gällande tillstånd, samtliga avloppsreningsverk i drift.
3. Framtida scenario år 2045 där de två ovannämnde avloppsreningsverk avvecklats och avloppsvatten från tidigare avloppsanläggningar överförs till Sjölunda avloppsreningsverk, vilket innebär att utsläppen till inlandsvatten från studerade avloppsreningsverk har upphört.

Scenariona beskrivs närmare i avsnitt 4.1. Samtliga resultat bygger på metod enligt avsnitt 4.

5.1 Utgående mängder från avloppsvatten

Utgående mängder från avloppsreningsverken baseras på genomsnittliga belastningen för respektive avloppsreningsverk under perioden 2017–2021. I första hand har månadsvärden använts. I de fall som månadsvärden inte varit tillgängligt har årsmedelvärden använts och ett värde per månad har beräknats utifrån antalet dagar per år och månad. I de fall då provtagningar varit under detektionsgränsen har en belastning beräknats utifrån halva detektionsgränsen samt uppmätt flöde för berörd period. Då berörda avloppsreningsverk antas avvecklas i scenario 3 och utsläpp därmed antas ha upphört redovisas ingen belastning för scenario 3.

5.1.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

Tabell 10 sammanställer belastningen av näringsämnen, BOD och tungmetaller till Kävlingeån (Havet-Bråån) från Borgeby avloppsreningsverk.

Tabell 10. Sammanställd årsbelastningen av näringsämnen och metaller från Borgeby avloppsreningsverk (medel 2017-2021) till vattenförekomsten Kävlinge å: Havet-Bråån.

Borgeby ARV	Enhet	Scenario 1	Scenario 2
Flöde	m ³ /år	772 867	2 676 435
P-tot	kg/år	167	580
N-tot	kg/år	5 268	18 237
BOD	kg/år	1 694	5 868
Ammonium, NH ₄ -N	kg/år	269	935
Cu	kg/år	3,4	12
Cr	kg/år	0,5	1,8
Zn	kg/år	22	78
Cd	kg/år	0,01	0,1
Pb	kg/år	0,4	1,4
Hg	kg/år	0,03	0,1
Ni	kg/år	3,0	0,9

5.1.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Böringesjön

Tabell 11 sammanställer belastningen av näringsämnen, BOD och tungmetaller till Sege å (Spångholmsbäcken-Böringesjön) från Svedala avloppsreningsverk för utredda scenarion.

Tabell 11. Sammanställd belastning av näringsämnen och metaller från Svedala avloppsreningsverk (medel 2017–2021) som belastar vattenförekomsten Sege å.

Svedala ARV	Enhet	Scenario 1	Scenario 2
Flöde	m ³ /år	1 129 675	1 976 413
P-tot	kg/år	3 095	411
N-tot	kg/år	235	12 529
BOD	kg/år	7 162	6 031
Ammonium, NH ₄ -N	kg/år	3 447	4 484
Cu	kg/år	8	14
Cr	kg/år	0,5	1,7
Zn	kg/år	20	34
Cd	kg/år	0,05	0,1
Pb	kg/år	0,3	0,4
Hg	kg/år	0,1	0,19
Ni	kg/år	3,8	6,7

5.2 Ekologisk status – näringsämnen

5.2.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

Resultat för kvalitetsfaktorn näringsämnen nedströms Borgeby avloppsreningsverk i tabell 12.

Tabell 12. Borgebys avloppsreningsverk. Redovisar referensvärden enligt VISS (hämtat 2022-06-10), beräknade halter för respektive scenario, EK-värden och status.

Borgeby ARV	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Ref-P (µg/l)	21	21	21
P-tot (µg/l)	62,6	65,1	62
EK	0,34	0,33	0,34
Ekologisk status	MÅTTLIG	MÅTTLIG	MÅTTLIG

5.2.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Böringesjön

Resultat för kvalitetsfaktorn fosfor nedströms Svedala avloppsreningsverk redovisas i tabell 13.

Tabell 13. Svedala avloppsreningsverk. Redovisar referensvärden enligt VISS (hämtat 2022-06-10), beräknade halter för respektive scenario, EK-värden och status.

Svedala ARV	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Ref-P (µg/l)	21,9	21,9	21,9
P-tot (µg/l)	120	150	142
EK	0,21	0,17	0,20
Ekologisk status	OTILLFREDSTÄLLANDE	DÅLIG	OTILLFREDSTÄLLANDE

5.3 Syretärande ämnen

Syrgashalterna för de olika åarna vid nuvarande förhållanden (scenario 1) samt den halt av BOD som beräknats för de olika scenarierna redovisas i tabell 14 och tabell 15.

Tabell 14. Syrgashalter och bedömning syrgasförhållanden vid nuvarande förhållande i samtliga utredda recipienter.

Syrgashalter	Enhet	Syrgashalt	Bedömning
Kävlingeån	mg/l	6–10	God status
Sege å	mg/l	6–13	God status

Tabell 15. Halter av BOD för samtliga recipienter vid samtliga utredda scenarier.

BOD	Enhet	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Kävlingeån	mg/l	2,5	2,6	2,5
Sege å	mg/l	5,9	7,0	6,6

5.4 Ekologisk status – hydrologisk regim

En av de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna för sjöar och vattendrag är hydrologisk regim. I vattendrag beskriver kvalitetsfaktorn vattenförekomstens flödesvolym, flödesdynamik och tillgänglig flödesenergi.

5.4.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

Tabell 16 visar vattenföring nedströms avloppsreningsverket utan utsläpp från avloppsreningsverket (referens för avvikelse), beräknade flöden för scenario 1 och 2 samt beräknade flödeseffekter och avvikelserna i scenario 1 och 2 jämfört flöden nedströms avloppsreningsverket. Avvikelsen i Kävlingeån jämfört referensflödet är som störst vid låga flöden i vattendraget (juli-september). Flödet i scenario 3, då Borgeby avloppsreningsverk har avvecklats, blir som i referensförhållandet.

Tabell 16. Beräknade flöden, specifika flödeseffekter och avvikelser från flödesförhållandet i vattenförekomsten. Färgerna beskriver avvikelserna utifrån statusklassning (hög status (blå) <5 % avvikelse, god status (grön) 5-15 % avvikelse, måttlig status (gul) 15-35 % avvikelse, otillfredsställande status (orange) 35-75 % avvikelse, dålig status (röd) >75 % avvikelse).

Kävlingeån	Vattenföring			Specifik flödeseffekt				
	Scenario 3 nedströms (referens)	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3 nedströms (referens)	Scenario 1	Scenario 2	Avvikelse scenario 1	Avvikelse scenario 2
Enhet	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	W/m ²	W/m ²	W/m ²	%	%
Januari	15,2	15,2	15,3	276	277	278	0,2	0,6
Februari	18,5	18,6	18,6	337	337	338	0,1	0,5
Mars	18,7	18,7	18,8	340	340	342	0,1	0,5
April	9,0	9,0	9,1	163	164	165	0,3	0,9
Maj	4,5	4,5	4,6	82,1	82,6	83,7	0,5	1,9
Juni	2,9	3,0	3,0	53,4	53,8	54,9	0,8	2,9
Juli	2,3	2,3	2,4	41,4	41,8	42,9	1,0	3,7
Augusti	2,5	2,5	2,5	44,7	45,1	46,3	0,9	3,4
September	3,6	3,6	3,7	65,3	65,7	66,9	0,6	2,4
Oktober	6,5	6,6	6,6	119	119	120	0,4	1,3
November	9,2	9,2	9,3	167	168	169	0,3	0,9
December	17,4	17,4	17,5	316	316	317	0,2	0,5

5.4.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Börningesjön

visar vattenföring nedströms avloppsreningsverket utan utsläpp från avloppsreningsverket (referens för avvikelse), beräknade flöden för scenario 1 och 2 samt beräknade flödeseffekter och avvikelserna i scenario 1 och 2 jämfört flöden nedströms avloppsreningsverket. Även för Sege å är avvikelsen jämfört nedströms flöden störst sommartid med låga flöden i vattendraget (juni-augusti). Flödet i scenario 3, då Svedala avloppsreningsverk har avvecklats, blir som i referensförhållandet.

Tabell 17. Beräknade flöden, specifika flödeseffekter och avvikelser från flödesförhållandet uppströms avloppsreningsverket. Färgerna beskriver avvikelsen utifrån statusklassning (hög status (blå) <5 % avvikelse, god status (grön) 5-15 % avvikelse, måttlig status (gul) 15-35 % avvikelse, otillfredsställande status (orange) 35-75 % avvikelse, dålig status (röd) >75 % avvikelse).

Sege å	Vattenföring			Specifik flödeseffekt				
	Scenario 3 nedströms (referens)	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3 nedströms (referens)	Scenario 1	Scenario 2	Avvikelse scenario 1	Avvikelse scenario 2
Enhet	m ³ /s	m ³ /s	m ³ /s	W/m ²	W/m ²	W/m ²	%	%
Januari	2,2	2,2	2,3	154	157	159	1,6	2,8
Februari	2,1	2,2	2,2	148	151	153	1,7	3,0
Mars	2,3	2,3	2,4	161	164	166	1,6	2,7
April	0,8	0,8	0,9	57,0	59,5	61,4	4,4	7,7
Maj	0,3	0,4	0,4	23,5	26,0	27,9	10,7	18,7
Juni	0,2	0,2	0,2	11,9	14,4	16,3	21,1	37,0
Juli	0,2	0,2	0,2	10,8	13,3	15,2	23,2	40,6
Augusti	0,2	0,2	0,2	12,8	15,3	17,2	19,6	34,3
September	0,4	0,4	0,4	26,9	29,4	31,3	9,3	16,3
Oktober	0,8	0,8	0,8	53,2	55,7	57,6	4,7	8,3
November	0,8	0,9	0,9	58,8	61,4	63,2	4,3	7,5
December	1,9	2,0	2,0	136	138	140	1,8	3,2

5.5 Ekologisk status – särskilda förorenande ämnen

5.5.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

Tabell 18 redovisar beräknade halter av särskilda förorenande ämnen i vattenförekomsten nedströms Borgeby avloppsreningsverk.

Tabell 18. Beräknade halter i Kävlingeån/Lödde å för gällande scenarion för utsläpp från Borgeby avloppsreningsverk samt gällande bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25. För koppar och zink har biotillgänglig halt beräknats med Bio-met v5.0. Naturlig bakgrundshalt i området har lagts till bedömningsgrunden för arsenik (1 µg/l) (Herbert et al, 2009). För ammoniak visas maxhalter (månadsvärde) inom parentes.

Borgeby ARV	Enhet	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	HVMFS 2019:25
Ammoniak, NH ₃ -N	µg/l	0,7 (1,5 ¹)	0,8 (1,6*)	0,7 (1,4*)	1 (6,8)
As	µg/l	0,03** (1,03)	0,02** (1,02)	0,03** (1,03)	1,5
Cu (bio)	µg/l	0,04	0,04	0,04	0,5 (bio)
Cr	µg/l	0,21	0,21	0,21	3,4
Zn (bio)	µg/l	0,24	0,28	0,21	5,5 (bio)

*maxhalt i juni månad vid pH 7,7 och temperatur 17°C (utifrån månadsmedel år 2017-2021). Månadsvisa medelflödena i vattendraget redovisas i Tabell 17.

**justerade mot bakgrundshalt, 1 µg/l. Bakgrundshalt är framtagen med metod beskriven i SLU:s rapport "Bakgrundshalter av metaller i Svenska inlands- och kustvatten" (2012) med hjälp av stödparametrarna humushalt och alkalinitet. Uppmätt arsenik-halt redovisas i parentes.

5.5.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Böringesjön

Tabell 19 redovisar beräknade halter av särskilda förorenande ämnen i recipienten Sege å nedströms Svedala avloppsreningsverk.

Tabell 19. Beräknade halter i Sege å för gällande scenarion för utsläpp från Svedala avloppsreningsverk samt bedömningsgrunderna enligt HVMFS 2019:25. För koppar och zink har biotillgänglig halt beräknats med Bio-met v5.0. Naturlig bakgrundshalt i området har lagts till bedömningsgrunden för arsenik (1 µg/l) (Herbert et al, 2009). För ammoniak visas maxhalter (månadsvärden) inom parentes.

Svedala ARV	Enhet	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	HVMFS 2019:25
Ammoniak, NH ₃ -N	µg/l	2,7 (5,1*)	7,0 (16*)	1,7 (4,0*)	1 (6,8)
As	µg/l	-	-	-	1,5
Cu (bio)	µg/l	0,02	0,03	0,01	0,5 (bio)
Cr	µg/l	0,37	0,40	0,40	3,4
Zn (bio)	µg/l	0,8	1,0	0,73	5,5 (bio)

*maxhalt i juni månad vid pH 7,7 och temperatur 17°C (utifrån månadsmedel år 2017-2021). Månadsvisa medelflödena i vattendraget redovisas i Tabell 17.

5.6 Kemisk status – prioriterade ämnen

5.6.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

Tabell 20 sammanställer beräknade halter av prioriterade ämnen i recipienten nedströms Borgeby avloppsreningsverk.

Tabell 20. Beräknade årsmedelhalter (µg/l) i Kävlingeån/Lödde å, nedströms Borgebys avloppsreningsverk. Gränsvärden enligt HVMFS 2019:25. Biotillgänglig halt för nickel har beräknats med Bio-met v5.0. Röda markeringar visar halter som överskrider gällande gränsvärden.

Borgeby ARV	Enhet	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	HVMFS 2019:25
Cd	µg/l	0,01	0,01	0,01	<0,08 (klass 1)
Pb (bio)	µg/l	0,01	0,01	0,01	1,2 (bio)
Ni (bio)	µg/l	0,3	0,3	0,3	4 (bio)

5.6.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön

Tabell 21 sammanställer beräknade halter av prioriterade ämnen i vattenförekomsten nedströms Svedala avloppsreningsverk.

Tabell 21. Beräknade årsmedelhalter ($\mu\text{g/l}$) i Sege å, nedströms Svedala avloppsreningsverk. Gränsvärden enligt HVMFS 2019:25. Biotillgänglig halt för nickel har beräknats med Bio-met v5.0. Röda markeringar visar halter som överskrider gällande gränsvärden.

Svedala ARV	Enhet	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	HVMFS 2019:25
Cd	$\mu\text{g/l}$	0,03	0,04	0,03	<0,08 (klass 1)
Pb (bio)	$\mu\text{g/l}$	0,03	0,03	0,03	1,2 (bio)
Ni (bio)	$\mu\text{g/l}$	0,22	0,26	0,19	4 (bio)

5.7 Påverkan på biologi

5.7.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna visar inte på några förändringar i status för vattenförekomsten. Recipientens utspädningseffekt medför att haltförändringar i recipientpunkten från avloppsreningsverket inte påverkar halterna nämnvärt. Avloppsreningsverkets utsläpp har en påverkan på parametern flödesregimen inom statusklassen hög status. Påverkan blir något större när flödet ut ökar till år 2045. Om utsläppen från Borgeby avloppsreningsverk upphör är detta ett steg närmare naturliga förhållanden då flödet från avloppsreningsverket inte är del av det naturliga flödet. Flödesminskningen bedöms inte påverka de biologiska kvalitetsfaktorerna nämnvärt. Föreliggande utredning indikerar att om utsläppen upphör kan det leda till positiva förändringar på de index som utgör klassificeringen av kiselalger, bottenfauna och fisk. Status för dessa kvalitetsfaktorer påverkas generellt negativt av en högre belastning av näringsämnen, föroreningar och BOD (VISS-hjälpen, 2019).

5.7.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Börringesjön

Positiva effekter vid en bortkoppling av avloppsreningsverket är att ammoniakhalterna blir lägre även om det fortsätter överskrida gränsvärdet för särskilda förorenande ämnen. Att ammoniakhalterna blir lägre är positiv för de biologiska kvalitetsfaktorerna (i detta fall fisk som klassats till dålig status). Fisk påverkas generellt negativt av en högre belastning av näringsämnen, föroreningar och BOD (VISS-hjälpen, 2019), varav en minskad belastning bidrar till ökade möjligheter att uppnå god ekologisk status 2033.

Även för Sege å leder bortkopplingen av Svedala avloppsreningsverk till betydande förändringar av den hydrologiska regimen, jämfört nuvarande flödesdynamik uppströms avloppsreningsverket. Avloppsreningsverkets utsläpp är inte del av det naturliga flödet i Sege å. Då avloppsreningsverket anlades 1974 kan dock biologin i och kring vattendraget ha anpassat sig till det ökade flödet i vattendraget. Om utsläppen från Svedala avloppsreningsverk upphör är detta ett steg närmre naturliga förhållanden då flödet från avloppsreningsverket inte är en del av det naturliga flödet

5.8 Läkemedel

Idag finns inga provtagningsserier av läkemedelssubstanser (upptagna i HVMFS 2019:25) i utsläppsvatten från de berörda avloppsreningsverken eller deras recipienter. Därför har ingen bedömning av miljöstatus för dessa ämnen kunnat genomföras. Även om kunskapsläget avseende miljöstatusen för läkemedelssubstanser är oklar bedöms det dock finnas en belastning från avloppsreningsverken till recipienterna. Det finns fyra läkemedelsubstanser (två östradioler, diklofenak och ciprofloxacin) som har bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25.

I en studie framtagen av Länsstyrelsen Skåne (2021) har provtagning av flera läkemedelssubstanser från avloppsreningsverk gjorts, bl.a. diklofenak och ciprofloxacin. De läkemedelsubstanser som saknar bedömningsgrund i HVMFS 2019:25 jämfördes med PNEC (Predicted No Effect Concentration). Svedala avloppsreningsverk ingick i studien. För avloppsreningsverket överskreds gränsen för PNEC i recipienten för flertal läkemedelsubstanser beroende på om det var medelvattenföring eller medellågvattenföring. Svedala avloppsreningsverks halter av diklofenak överskrider bedömningsgrunderna i recipienten, främst vid medellågvattenföring. Detta innebär att berörd vattenförekomst kommer få måttlig status med avseende på diklofenak. Resterande läkemedelsubstanserna upptagna i HVMFS 2019:25 översteg inte sina bedömningsgrunder (Länsstyrelsen Skåne, 2021).

Då studier visar att halter av diklofenak överskrider gränsvärdet i Sege å, med måttlig status som följd, samt att Svedala avloppsreningsverk utgör en stor punktutsläpp av diklofenak och andra läkemedel, bör en avveckling av avloppsreningsverket leda till en förbättrad möjlighet att nå god status för diklofenak och kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen.

Borgeby avloppsreningsverk ingår inte i studien framtagen av Länsstyrelsen Skåne (2021) och underlag för utsläpp av läkemedel saknas. Avloppsreningsverkets recipient Kävlingeån har inte några läkemedel statusklassade i VISS (2022). Likt Svedala kan bedömningsgrunderna överstigas för läkemedelssubstanser i recipienten beroende på om det var medelvattenföring eller medellågvattenföring. Därmed bör en avveckling av avloppsreningsverket leda till en förbättrad vattenmiljö i Kävlingeån.

6 Sammanfattande resultat och slutsatser

6.1 Kävlingeån (Lödde å): Havet-Bråån

Av vattenförekomsten är det 8 % av den totala längden (23 km) som påverkas av belastningen från Borgeby avloppsreningsverk, innan Kävlingeån mynnar i havet.

Utredda scenarier bedöms inte ge upphov till en förändring av ekologisk status för undersökta kvalitetsfaktorer. Påverkan på de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna visar på en liten förändring av halterna i vattendraget mellan de olika scenarierna. Resultatet pekar på att utsläpp av renat avloppsvatten har en underordnad roll i jämförelse med andra verksamheter, exempelvis jordbruk. Även utsläppsvolymen från avloppsreningsverket påverkar den hydrologiska regimen i liten grad. Därav bedöms att Kävlinge avloppsreningsverk för närvarande har en liten påverkan på undersökta kvalitetsfaktorer. Även om skillnaden mellan studerade scenarier är liten innebär dock ett ökat utsläpp till år 2045 samt maximala utsläpp enligt gällande tillstånd (scenario 2) en totalt ökad belastning till recipienten. En omledning till Sjölunda avloppsreningsverk (scenario 3) innebär istället en total minskad belastning, vilket skulle bidra till att uppnå kvalitetskravet god ekologisk och kemisk status.

6.2 Sege å: Spångholmsbäcken-Böringesjön

Av vattenförekomsten påverkas 73 % av den totala längden (22 km) av belastning från Svedala avloppsreningsverk. Belastningen omfattar därmed stora delar av vattenförekomsten.

Utredda scenarier bedöms inte ge upphov till en förändring i ekologisk status för undersökta kvalitetsfaktorer. Påverkan på de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna visar på en förändring av halterna i vattendraget mellan de olika scenarierna. Resultatet pekar på att utsläppet av renat avloppsvatten har en underordnad roll i jämförelse med andra verksamheter, exempelvis jordbruk. Dock tyder resultatet på att en omledning av avloppsreningsverket till Sjölunda avloppsreningsverk (scenario 3) kan minska ammoniakhalten i vattendraget, vilket kan bidra till att kvalitetskravet god status uppfylls. En omledning innebär även en minskad belastning av läkemedelssubstanser, exempelvis diklofenak, och en förbättrad möjlighet att nå god status för kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen.

Utsläppsvolymen från Svedala avloppsreningsverk har stor påverkan på den hydrologiska regimen i vattendraget. Resultatet för ett ökat utsläpp till år 2045 (scenario 2) tyder på en avvikelse på upp till ca 40 % (otillfredsställande status). Avvikelsen med dagens utsläppsnivåer (scenario 1) beräknas till som mest ca 23 % (måttlig status). En omledning till Sjölunda avloppsreningsverk (scenario 3) innebär en minskad avvikelse mot åns naturliga flöde. Därmed bedöms Svedala avloppsreningsverk ha påverkan på undersökta kvalitetsfaktorer. Även om förändringen mellan scenarierna är liten innebär ökade utsläpp till år 2045 (scenario 2) en totalt ökad belastning till recipienten. En omledning till Sjölunda avloppsreningsverk (scenario 3) innebär istället en total minskad belastning, vilket skulle bidra till att uppnå kvalitetskravet god ekologisk och kemisk status.

Nedströms vattenförekomsten finns ytterligare två vattenförekomster innan Sege å mynnar i Lommabukten, Sege å: Torrebergabäcken–Spångholmsbäcken (SE616711-133218) och Sege å: Havet–Torrebergabäcken (SE616871-132975). En omledning av avloppsreningsverket till Sjölunda avloppsreningsverk (scenario 3) innebär en minskad belastning även till nedströmsliggande vattenförekomster, liksom en ökad belastning till år 2045 (scenario 2) även innebär en ökad belastning till nedströmsliggande vattenförekomster.

6.3 Sammanfattande resultat

I tabell 22 sammanfattas påverkan av miljöstatus av undersökta kvalitetsfaktorer i berörda andelar av vattenförekomsterna Kävlingeån och Sege å som belastas av utsläpp av renat avloppsvatten för respektive scenario.

Tabell 22. Sammanfattning av de olika scenariernas påverkan på avgränsade kvalitetsfaktorer. Utredda avloppsreningsverk är Borgeby samt Svedala avloppsreningsverk. Scenario 1 redovisar dagens belastning från avloppsreningsverken utifrån utsläppsdata för år 2017–2021. Scenario 2 redovisar en framtida belastning år 2045 med flöden enligt befolkningsprognos och maximala utsläpp enligt gällande tillstånd. Scenario 3 redovisar ett framtida scenario där samtliga avloppsreningsverk avvecklats och omkopplats till Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö.

Kvalitetsfaktor/aspekt	Scenario	Kävlingeån	Sege å
Andel av vattenförekomst som påverkas		8 %	68 %
Näringsämnen	1	EK 0,34	EK 0,21
	2	EK 0,33	EK 0,17
	3	EK 0,34	EK 0,20
Syretärande ämnen	1	*	*
	2	*	*
	3	*	*
Hydrologisk regim	1	1 %	23 %
	2	4 %	40 %
	3	0 %	0 %
Särskilda förorenande ämnen	1	**	NH ₃ -N
	2	**	NH ₃ -N
	3	**	NH ₃ -N
Prioriterade ämnen	1	**	**
	2	**	**
	3	**	**

*Kvalitetsfaktorn syretärande ämnen bedöms inte få förändra miljöstatus på grund av ökat utsläpp av BOD (scenario 2), då ökningen av halterna är liten och vattendragen har stor omblandning av syre från atmosfären till följd av vattnets kontinuerliga rörelse (flöde). Ett minskat utsläpp (scenario 3) är positivt för kvalitetsfaktorn men bedöms inte påverka kvalitetsfaktorns miljöstatus.

**Inga beräknade halter överstiger gällande gränsvärden. Observera att utredningen endast omfattar ett fåtal metaller och inte alla särskilda förorenade ämnen och prioriterade ämnen som tas upp i HVMFS 2019:25.

Även om berörda avloppsreningsverk inte i stor omfattning beräknas förändra de ekologiska eller kemiska förutsättningarna för övriga undersökta kvalitetsfaktorer bidrar avloppsreningsverk till en betydande belastning och påverkan i recipienterna, som idag inte uppfyller kvalitetskravet god ekologisk och kemisk miljöstatus. Då samtliga recipienter utgör mindre vattendrag bör de per automatik betraktas som känsliga och med begränsade förutsättningar att få miljöstörande ämnen.

Från ett miljöjuridiskt perspektiv kommer tillstånd för utökade utsläpp till dessa recipienter sannolikt kräva ytterligare åtgärder avseende rening av avloppsvatten. Omfattningen av behovet av kompletterande reningsteknik är oklart men sannolikt omfattande utifrån att även stickprov av problematiska läkemedelssubstanser visar att recipientens kvalitetskrav inte uppnås för dessa ämnen. Oklarheter kring skäligheten att investera i en viss nivå av rening, utifrån ett recipientbehov, kommer att finnas tills dess att ett antal frågetecken retts ut kring den svenska implementeringen av icke-försämringskravet inom svensk vattenförvaltning.

6.4 Osäkerheter

Genomförda beräkningar ger en bild av möjlig påverkan i berörda recipienter för ställda scenarier. Osäkerheter förekommer dock i provtagningsdata från kontrollprogram i reningsverk och recipientkontrollprogram, modellerade data samt beräkningar. Osäkerheterna är särskilt stora för värden där låga halter har analyserats, exempelvis för metaller, och där begränsningar råder i tillgängliga data.

7 Referenser

- Boström, G. (2013). Miljögiftssituationen i Skånes vatten. *Examensarbete för masterexamen i miljövetenskap, Lunds universitet.*
- Ekologgruppen. (2018). *Kävlingeån - Resultat från recipientkontroll 2017*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se/>
- Ekologgruppen. (2018). *Kävlingeån - vattenkontroll 2017 årsrapport*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se>
- Ekologgruppen. (2018). *Segeån – Recipientkontroll 2017 årsrapport*. Hämtat från <http://www.segea.se/>
- Ekologgruppen. (2018). *Segeån - Resultat från recipientkontroll 2017*. Hämtat från <http://www.segea.se>
- Ekologgruppen. (2019). *Kävlingeån - Resultat från recipientkontroll 2018*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se/>
- Ekologgruppen. (2019). *Kävlingeån - vattenkontroll 2018 årsrapport*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se/>
- Ekologgruppen. (2019). *Segeån - Resultat från recipientkontroll 2018*. Hämtat från <http://www.segea.se/>
- Ekologgruppen. (2020). *Kävlingeån - Resultat från recipientkontroll 2019*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se/>
- Ekologgruppen. (2020). *Kävlingeån - vattenkontroll 2019 årsrapport*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se/>
- Ekologgruppen. (2020). *Segeå Recipientkontroll 2019*. Segeåns vattendragsförbund och vattenråd.
- Ekologgruppen. (2019). *Segeån - Recipientkontroll 2018 årsrapport*. Hämtat från <http://www.segea.se/>
- Ekologgruppen. (2020). *Segeån - Recipientkontroll 2019 årsrapport*. Hämtat från <http://www.segea.se/>
- Ekologgruppen. (2020). *Segeån Recipientkontroll 2020*. Hämtat från <http://www.segea.se/>
- Ekologgruppen. (2021). *Kävlingeån - vattenkontroll 2020*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se/>
- Ekologgruppen. (2022). *Segeån recipientkontroll 2021*. Hämtat från <http://www.segea.se/>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2016). *Miljögifter i vatten - klassificering av ytvattenstatus, vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten den 19 december 2019).
- Kävlingeåns Vattenråd. (2022). Hämtat från Kävlingeåns Vattenråd: <http://www.kavlingeån.se/>

Länsstyrelsen Skåne. (2021). *Läkemedel i vattenrecipienter. Hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten*. Malmö: Länsstyrelsen Skåne.

Naturvårdsverket. (2022). *Skyddad natur*. Hämtat från Naturvårdsverket :
<http://skyddadnatur.naturvardsverket.se>

Roger Herbert, L. B. (2009). *Bakgrundshalter av metaller i svenska inlands- och kustvatten*. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.

Segeåns vattendragsförbund och vattenråd. (2022). Hämtat från <http://www.segea.se/>

SGS Analytics. (2022). *Kävlingeån vattenkontroll 2021*. Hämtat från <https://www.kavlingeån.se/>

SLU Miljödata. (2022). Hämtat från SLU Miljödata MVM: <http://miljodata.slu.se/mvm/>

SMHI Vattenwebb. (2022). Hämtat från SMHI Vattenwebb: <https://vattenwebb.smhi.se>

Svedala kommun. (2018). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2017*.

Svedala kommun. (2018). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2017*.

Svedala kommun. (2019). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2018*.

Svedala kommun. (2019). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2018*.

Svedala kommun. (2020). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2019*.

Svedala kommun. (2020). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2019*.

Svedala kommun. (2021). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2020*.

Svedala kommun. (2022). *Miljörapport Svedala avloppsreningsverk 2021*.

SYNLAB. (2018). *Kävlingeån 2017*. Hämtat från <http://www.kavlingeån.se/>

VA SYD. (2018). *Miljörapport 2017 Borgeby avloppsreningsverk*.

VA SYD. (2019). *Miljörapport 2018 Borgeby avloppsreningsverk*.

VA SYD. (2020). *Miljörapport 2019 Borgeby avloppsreningsverk*.

VA SYD. (2021). *Miljörapport 2020 Borgeby avloppsreningsverk*.

VA SYD. (2022). *Miljörapport 2021 Borgeby avloppsreningsverk*.

VISS. (2022). Hämtat från <http://viss.lanstyrelsen.se/>

VISS-hjälpen. (2019). *Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer*. Hämtat från VISS-hjälpen:
<http://extra.lanstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/ekologisk-statuspotential/fys-kem-kvalitetsfaktorer/Pages/default.aspx> den 23 oktober 2020

BILAGA M6.2, MODELLERAD PÅVERKAN FÖR NULÄGET SAMT FÖR ETT NOLLALTERNATIV

MAXIMA
Projekt Tillstånd
Tillståndshandling
Miljöbalken

2023-05-30

Slutversion



8178 Tillståndshandling M6.2 Sjölunda nuläge och nollalternativ utg. 2.0.docx

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.2-001

Utgåva: 2.0

Titel: Bilaga M6.2, Modellerad påverkan för nuläget samt för ett nollalternativ

Status: Slutversion

Kontaktperson: Lena Hellberg, VA SYD

Dokumenttyp: Underlagsrapport

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.2-001

Upprättad av: DHI

Författare: Sofia Hjalmarsson

Datum: 2022-03-11

Reviderad av: DHI

Författare: Cecilia Gustafsson

Utgåva: 2.0

Datum: 2023-05-30

Revisionshistorik i tabell

Datum	Utgåva	Orsak till revidering	Utfört av
2023-05-30	2.0	Slutlig handling ny omfattning	Cecilia Gustafsson, DHI
2022-03-11	1.0	Slutlig handling inklusive tunnel från Lund	Sofia Hjalmarsson, DHI

Innehållsförteckning

1	Sammanfattning	4
2	Metodik för spridningsmodellering	5
2.1	Översikt modelleringsverktyg.....	5
2.2	Beräkningsnätet	6
2.2.1	Analys av hur en utbyggnad av Malmö hamn skulle påverka spridningsmodelleringen ..	7
2.3	Underlag till modelleringen.....	7
2.3.1	Meteorologiska, hydrologiska och oceanografiska drivdata.....	7
2.3.2	Övriga underlag	8
2.4	Spridnings-scenarion	12
2.5	Hydrografin i området runt Malmö.....	12
3	Nuläget för näringsämnen.....	13
3.1	Totalkväve under sommarperioden	14
3.2	Totalkväve och DIN under vinterperioden	15
3.3	Totalfosfor under sommarperioden.....	16
3.4	Totalfosfor och DIP under vinterperioden	17
3.5	Utspädning i recipienten	18
4	Nollalternativet för näringsämnen	19
4.1	Totalkväve under sommarperioden	19
4.2	Totalkväve och DIN under vinterperioden	20
4.3	Totalfosfor under sommarperioden.....	21
4.4	Totalfosfor och DIP under vinterperioden	22
4.5	Utspädning i recipienten	23
5	Påverkan på recipienten	24
5.1	Beräkning av det renade avloppsvattnets bidrag till halterna av näringsämnen i recipienten	25
5.2	Beräkning av det renade avloppsvattnets påverkan på näringsämnesstatusen i recipienten	26
5.2.1	Statusklassning av näringsämnen i Lommabukten	27
5.3	Påverkan på statusklassning av näringsämnen i recipienten.....	28
5.4	Påverkan på vattenförekomsten Malmö hamnområde.....	31
6	Syrgasförbrukning i bottenvattnet	31
7	Påverkan på badvattenkvalitet.....	33
7.1	Intestinala indikatorbakterier enligt badvattendirektivet.....	34
7.2	Bedömning av smittorisk.....	35
7.3	Smittorisk vid närliggande badplatser.....	36

8	Referenser	39
---	------------------	----

Förteckning över bilagor

Rapporten innehåller inga bilagor.

1 Sammanfattning

Rapporten redovisar genom spridningsmodellering hur avloppsvattnet från Sjölunda avloppsreningsverk, Borgeby och Svedala sprids och späds i recipienten för nuläget och ett nollalternativ samt den påverkan utsläppen har på Lommabukten.

Modelleringen omfattar totalkväve, totalfosfor, löst oorganiskt kväve (DIN), löst oorganiskt fosfor (DIP), nedbrytning av syreförbrukande ämnen samt utspädningen av ett fiktivt spårämne i recipienten.

Nuläget representeras av medelvärden per dygn för utgående flöde och halter åren 2017–2021. Nollalternativet innebär att dagens riktvärden på 10 mg/l kväve, 0,3 mg/l fosfor och 12 mg/l BOD₇ hålls konstant för Sjölunda avloppsreningsverk medan det utgående flödet ökas till att motsvara ett medelvärde för år 2045. För Borgeby och Svedala som har sina utsläppspunkter i vattendragen används också ett uppskattat flöde för år 2045 med fullt utnyttjade tillstånd för kväve och fosfor.

Modelleringen har utförts för ett helt år och resultaten för näringsämnen redovisas som medlet för 0–10 m djup (eller till botten om grundare) för sommar och vinter. Valet av parametrar och perioder utgår från Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2019:25. Medelhalten på 0–10 m djup kan antas representera den påverkan som avloppsreningsverken har på statusklassningen av näringsämnen.

Resultaten för nuläget visar att Sjölunda avloppsreningsverks utsläppplym i nuvarande utsläppspunkter i huvudsak följer med kustströmmen in mot land. Det innebär att de högsta tillförda halterna ses i de skyddade områdena i södra Lommabukten och i det grunda området längs kusten. Det är även i de grunda områdena längs kusten som Borgeby har sin största påverkan.

Sjölunda avloppsreningsverk ligger idag nära eller över sina riktvärden för utsläpp av kväve och fosfor. Det gör att nollalternativet trots ett ökat flöde bara ger en ökad belastning för totalkväve sommar. För övriga ämnen som ingår i statusklassningen av näringsämnen blir halten i recipienten likvärdig mellan nuläge och nollalternativ.

Lommabukten är en grund vattenförekomst med god tillgång på syrgas och halten BOD₇ i utgående vatten påverkar inte syrgasförhållandena på djup större än 10 meter.

Med det renade vattnet följer även smittämnen som kan påverka badplatser i närområdet.

Modelleringar av de intestinala indikatorbakterierna som ingår i badvattenförordningen (2008:218) visar på att Sjölunda avloppsreningsverks utsläpp som medel över 5 år inte utgör någon risk för att gränsen för tjänligt badvatten överskrids.

De smittämnen som modellerats är parasiter (cryptosporidium), bakterier (campylobacter) och virus (norovirus, rotavirus). I förarbetena till badvattendirektivet accepteras en risk på 1–5 % för att insjukna i mag- och tarmsjukdom efter bad. Modelleringen visar att Sjölunda avloppsreningsverks utsläpp som medel över 5 år inte medför att någon sommardag har en risk för infektion på 1 %.

2 Metodik för spridningsmodellering

För att beräkna temperaturskiktningen och strömningsförhållandena i vattnet kring Lommabukten har en beräkningsmodell för väderåret 2016 (1 januari 2016–1 januari 2017) byggts upp med programvaran MIKE 3 by DHI. Utifrån dataunderlag från sökanden på flödet av renat avloppsvatten från Sjölanda avloppsreningsverk och halter i utgående vatten har spridningen av ämnen modellerats. I modellen ingår även verken i vattendrag som mynnar i Lommabukten (Svedala och Borgeby), där WSP har levererat data på utsläppta mängder månadsvis.

I modellsimuleringen betraktas näringsämnen som konservativa. Det innebär att utsläppt kväve och fosfor endast omvandlas inom sitt respektive kretslopp. Inga processer som för ut näringsämnen ur systemet t ex sedimentering, denitrifikation, makroalgers upptag samt större djurs betning av alger ingår i modellen. Halten av näringsämnet beror därmed på transport med strömmarna och utspädning genom omblandningen av vattnet. Andra faktorer så som vattentemperaturen har endast en indirekt effekt genom dess påverkan på t ex skiktningen. I och med att de processer som för bort näringsämnen ur vattnet inte modelleras kommer halterna överskattas något. Detta innebär ur ett miljöperspektiv att påverkan snarare överskattas än underskattas.

Syrgasförbrukande ämnen sprids i modellen som suspenderade ämnen. Nedbrytningen av de syrgasförbrukande ämnena utgår från halten BOD₇, men eftersom nedbrytningen är temperaturberoende varierar nedbrytningen i recipienten med temperaturen i den hydrodynamiska modellen. Resultaten presenteras som syrgasförbrukningen per dag i bottenvattnet.

2.1 Översikt modelleringsverktyg

MIKE 3FM är ett tredimensionellt numeriskt modellsystem för beräkning av strömning och transport i vatten. Beteckningen FM står för Flexible Mesh, vilket betyder att modelleringsystemet använder ett flexibelt beräkningsnät som kan anpassas till detaljer i strandlinjen, så som konstruktioner, m.m. Beräkningsnätets upplösning kan varieras så att områden av särskilt intresse kan beskrivas med hög noggrannhet. I varje element beräknas strömmarna till riktning och styrka, temperatur och salthalt, den turbulenta blandningen, lösta ämnens koncentrationer och andra parametrar som efterfrågas. Beräkningsnätet för vattnet runt Lommabukten i den här studien visas i Figur 2-1.

MIKE 3 utgör grundbulten i DHIs svit av programvaror för marina och kustnära områden och används vid projekt världen över. MIKE 3 består av flera delmoduler. Den grundläggande modulen är den som beräknar de hydrodynamiska processerna, d.v.s. hur vattnet rör sig utifrån de drivande krafterna. Denna modul bygger på välkända hydrodynamiska ekvationer som löses så exakt som beräkningsnätets upplösning, noggrannheten i de drivande krafterna och andra indata tillåter. MIKE 3 kan ta hänsyn till alla de viktigaste processerna, vilka är:

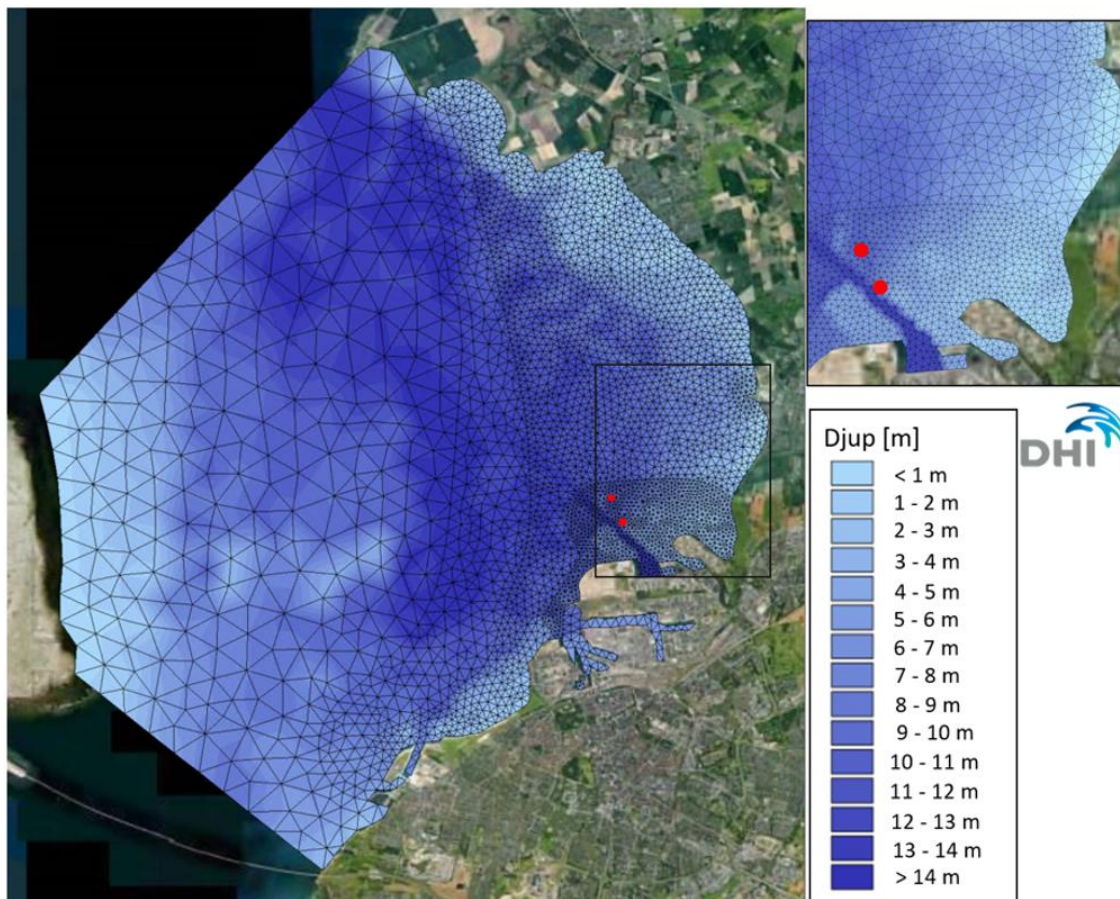
- Transport av salt och värme
- Drivning på grund av variationer i densitet
- Bottenfriktion
- Vindens drivning på ytan
- Drivning på grund av vattenståndsvariationer
- Tillflöden och utsläpp från land
- Värmeutbyte med atmosfären
- Turbulens
- Corioliseffekten

2.2 Beräkningsnätet

Beräkningsnätet sträcker sig från Barsebäcks hamn i norr till Öresundsbron i söder och Saltholm i väst (Figur 2-1). Den horisontella upplösningen är mellan 50 och 100 m runt Sjölanda avloppsreningsverks utloppspunkter och närmast hamnen. I den grundare delen av Lommabukten är upplösningen ca 100 m och sedan succesivt grövre längre ut.

Vertikalt har modellen 22 lager, varav de översta 4 är ytföljande ned till 2 m djup, dvs. från ytan och till alla djup ned till 2 m finns alltid fyra vertikala lager, därefter 1-meters-lager. Detta innebär att tjockleken på de översta lagren varierar beroende på bottendjupet och vattenståndet, och är därmed tunnare i områden som är grundare än 2 m. Batymetri-data som använts för att bygga beräkningsnätet kommer från CMAP (c-map.com).

Figur 2-1. Batymetri och beräkningsnät för modellområdet över Lommabukten, med de två befintliga utsläppspunkterna markerade i rött.



2.2.1 Analys av hur en utbyggnad av Malmö hamn skulle påverka spridningsmodelleringen

Eftersom det finns planer på att bygga ut delar av hamnområdet gjordes en test där beräkningsnätet byggdes ut för att innehålla den planerade nya kajytan. Sweco har sedan tidigare gjort en undersökning på hur denna utbyggnad påverkar de generella strömmönstren i området (ref /1/). Resultatet av Swecos studie var att utbyggnaden inte skulle påverka de generella strömmönstren mer än lokalt runt utbyggnaden. För att säkerställa att utbyggnaden inte heller skulle påverka spridning och spädning av vatten från Sjölanda avloppsreningsverk testades detta specifikt. Beräkningsnätet i modellen modifierades efter ritningarna i Swecos utredning, och spridning av ett fiktivt ämne som följde med Sjölanda avloppsreningsverks rena avloppsvatten modellerades i de två versionerna av beräkningsnätet, dvs med och utan utbyggd kaj. Resultaten utvärderades dels generellt i Lommabukten och specifikt inne i naturreservatet Tågarps hed. Slutsatsen av utvärderingen var att kajutbyggnaden inte medför några mätbara skillnader i koncentration av ett ämne som släpps ut via Sjölanda avloppsreningsverks nuvarande utsläppspunkter. Baserat på resultat (ref /2/) som visar att påverkan inne längs kusten minskar ifall Sjölanda avloppsreningsverks utsläppspunkt flyttas längre ut drogs slutsatsen att hamnutbyggnaden inte påverkar resultatet för utsläppspunkter som ligger längre ut från kusten.

Utifrån detta underlag beslutades att utredningen i sin helhet skulle göras med det beräkningsnätet som beskriver dagens situation. Om/när hamnen byggs ut kommer spridningen från Sjölanda avloppsreningsverk inte att påverkas mätbart av detta och resultaten från utredningen gällande påverkan från Sjölanda avloppsreningsverk kommer att stå sig.

2.3 Underlag till modelleringen

2.3.1 Meteorologiska, hydrologiska och oceanografiska drivdata

Modellen drivs av meteorologiska fält med vind, lufttryck och temperatur, samt med salthalt, vattentemperatur, strömmar och vattenstånd på de öppna ränderna. Det meteorologiska datasetet är griddat 2D och är framtaget åt DHI av företaget STORMGEO (stormgeo.com).

Tredimensionell rand-data med temperatur, salthalt och strömmar kommer från DHIs operativa modell DKBS som täcker Skagerrak-Kattegatt-Östersjön. Den är väl validerad mot mätdata och har använts vid flera utredningar, både modellen själv och som rand-data till modelluppställningar med högre upplösning som denna för Lommabukten.

I modelleringen av spridning av intestinala indikatorbakterier används även data över solinstrålning. Även dessa är framtagna av STORMGEO.

Modellen är uppställd för väder- och avrinningsåret 2016. Året är valt för att ge en generell bild av spridningen i området under ett normalår och mellanårsvariationen i strömmönster förväntas vara förhållandevis liten.

Data på flödet i vattendragen som mynnar i Lommabukten kommer från SMHI:s modell S-HYPE, som kan laddas ned på vattenweb.smhi.se.

2.3.2 Övriga underlag

För att visa hur renat avloppsvatten och dess medföljande ämnen sprids och späds behövs data på utgående flöden och halter av ämnen som indata till spridningsmodelleringen. En sammanställning av alla modellerade fall och ingående dataunderlag finns i Tabell 2-1.

Sökanden levererade data för utgående flöden och halter av näringsämnen från Sjölunda avloppsreningsverk (Figur 2-2 till Figur 2-5). För modelleringen av nutidsfallet användes tidsserier där flöden och halter för åren 2017–2021 medelvärdesbildats för att ge årscyklar som är representativa för nuläget. För nollalternativet användes ett uppräknat flöde enligt en faktor beräknad av sökanden. Halterna för nollalternativet är dagens riktvärden, och modelleras som konstanta över året.

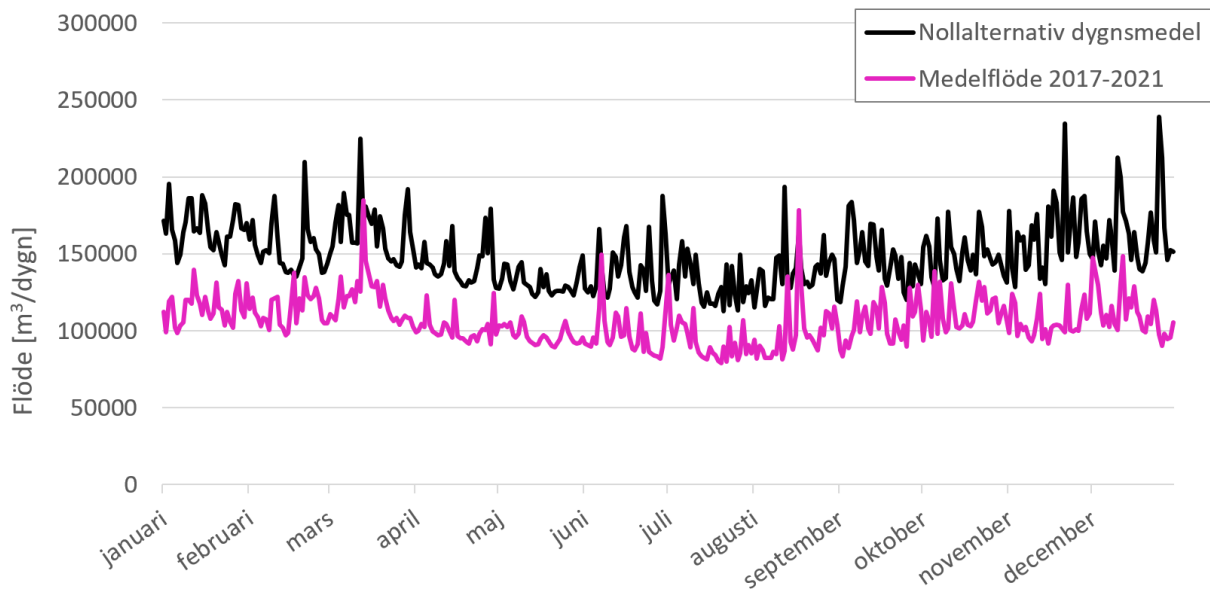
Sjölunda avloppsreningsverk har två utsläppspunkter, den norra (55,650117N, 13,003220 E) och den södra (55,646561 N, 13,006145 E) på ca 10 respektive 8 m djup, se kartan i Figur 2-1. Flödet har enligt beslut av sökanden fördelats jämnt mellan dessa punkter. Hur flödet fördelar sig i realiteten påverkar dock resultaten då utsläpp från den södra punkten i större omfattning når naturskyddsområdena i södra Lommabukten.

För avloppsreningsverken uppströms vattendragen levererade WSP beräkningar på avloppsreningsverkens bidrag av mängd kväve och fosfor som släpps ut till Sege å och Kävlunge å, både för nutid och nollalternativ. Halter i vattendragen för nutid baseras på medelvärden för åren 2017–2021 för att ge en årscykel som är representativ för nuläget. I Figur 2-6 och Figur 2-7 visas tillskottet från åarna till Lommabukten. Eftersom de två åarna har väldigt olika flöde, och både halter och flöden varierar över tid, visar figurerna tillförd mängd (kg/mån) så att det ska gå att jämföra bidragen från åarna. För nollalternativet har avloppsreningsverken i vattendragen konstanta halter ut motsvarande deras tillstånd. I recipientutredningen för inlandsverken redovisas koncentrationer och flöden i större detalj, se ref /11/.

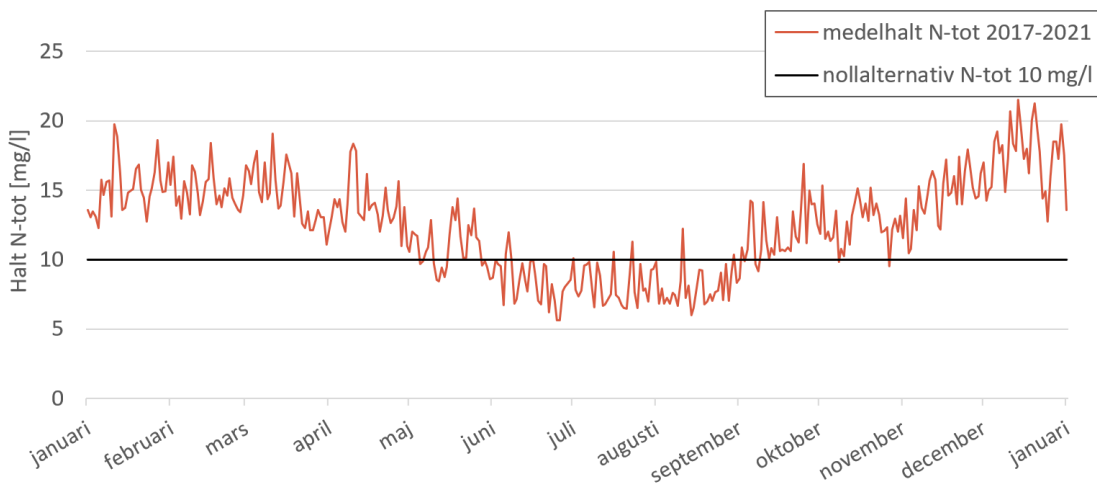
Tabell 2-1. Sammanfattning av modellkörningar och dataunderlag i studien.

Modellkörning	Utgående flöde Sjölunda avloppsreningsverk	Kväve	Fosfor	BOD ₇	Utspädning	Smittämnen	Avloppsreningsverk vid vattendragen
Nuläge	Medel av åren 2017–2021 (tidsserie, se Figur 2-2)	Medel av åren 2017-2021 (tidsserie, se Figur 2-3)	Medel av åren 2017-2021 (tidsserie, se Figur 2-4)	Medel av åren 2017-2021 (tidsserie, se Figur 2-5)	Ja	Nej	Medel av åren 2017-2021 (tidsserie, baserad på Figur 2-6 och Figur 2-7)
Nollalternativ	Uppräkning av nuvarande flöde till ett årsmedel på 1,7 m ³ /s (Figur 2-2)	10 mg/l	0,3 mg/l	12 mg/l	Ja	Nej	Tillståndshalter och beräknade flöden för 2045

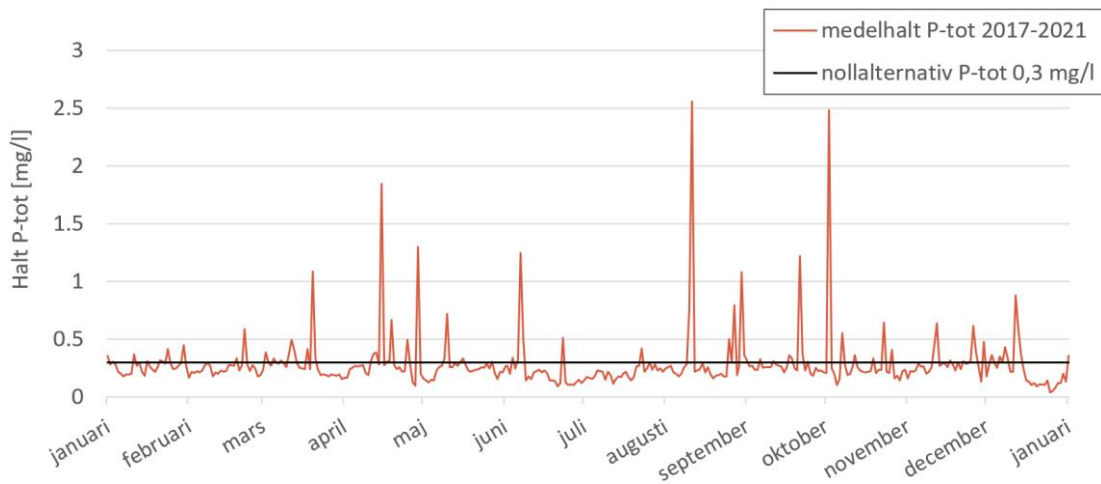
Figur 2-2. Utgående flöde från Sjölunda avloppsreningsverk totalt i de två utloppspunkterna i Lommabukten i modelleringen av nuläget (lila) och nollalternativet (svart). Flödet för nuläget motsvarar ett årsmedel på 1,2 m³/s.



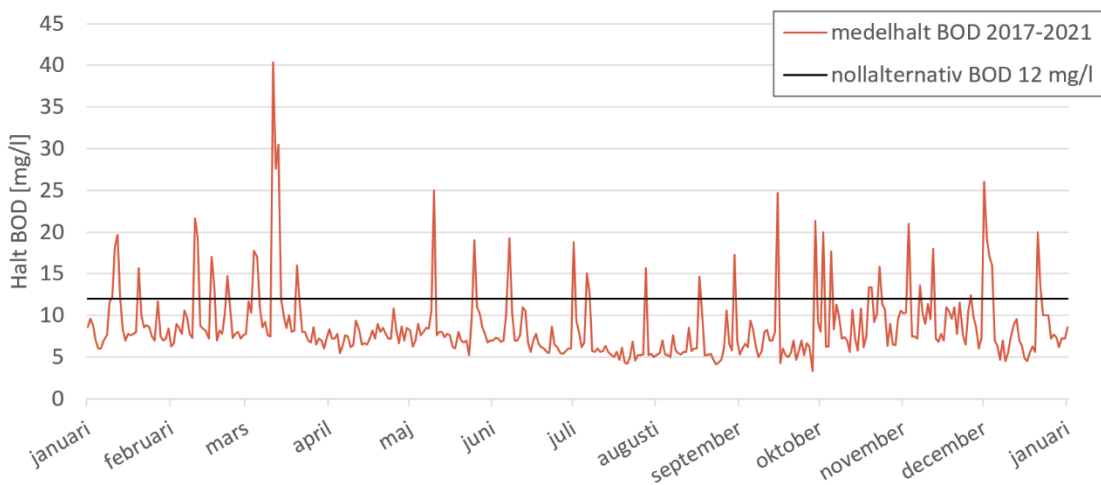
Figur 2-3. **Totalkväve** i utgående vatten från Sjölunda avloppsreningsverk (röd) för modelleringen av nuläge och nollalternativ (svart). Medelkoncentration över året av N-tot för nuläget är 12,5 mg/l.



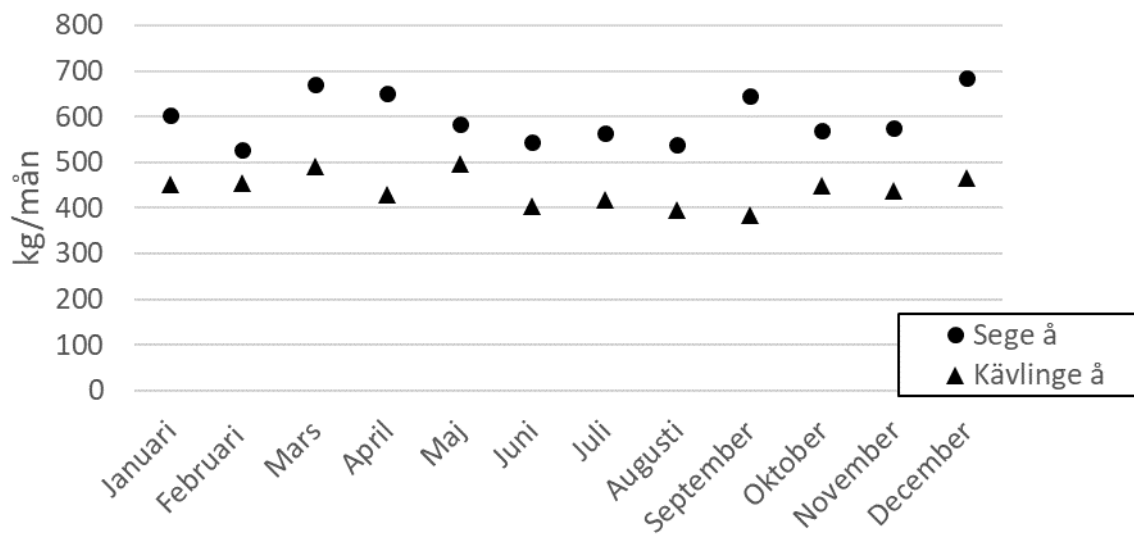
Figur 2-4. **Totalfosfor** i utgående vatten från Sjölunda avloppsreningsverk (röd) för modelleringen av nuläge och nollalternativ (svart). Medelkoncentration över året av P-tot för nuläget är 0,28 mg/l.



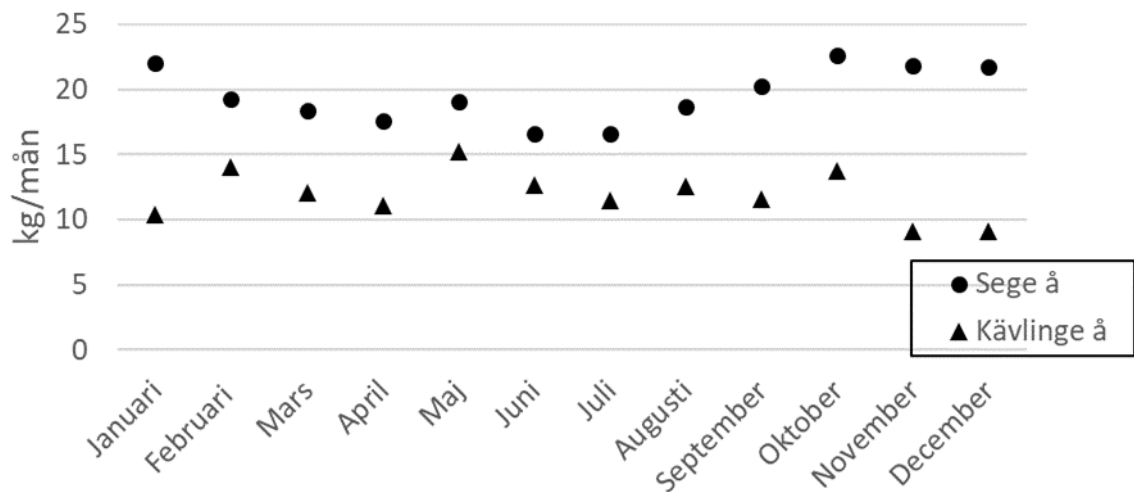
Figur 2-5. **BOD₇** i utgående vatten från Sjölunda avloppsreningsverk (röd) för modelleringen av nuläge och nollalternativ (svart). Medelkoncentration över året av BOD₇ för nuläget är 8,7 mg/l.



Figur 2-6. Belastning av totalkväve i kg/månad via vattendragen (Sege å samt Kävlinge å) i modelleringen av nuläge. Medelkoncentrationerna i åmynningarna är 0,4 mg/l i Sege å och 0,03 mg/l i Kävlinge å.



Figur 2-7. Belastning av totalfosfor i kg/mån via vattendragen (Sege å samt Kävlinge å) i modelleringen av nuläge. Medelkoncentrationerna i åmynningarna är 0,01 mg/l i Sege å och 0,001 mg/l i Kävlinge å.



2.4 Spridnings-scenarion

För att visa den påverkan som de ingående avloppsreningsverken har på recipienten idag beskrivs nuläget och nollalternativet med Sjölunda avloppsreningsverk, Borgeby och Svedala. Spridningen av totalkväve och totalfosfor modellerades från de två befintliga utsläppspunkterna för Sjölunda avloppsreningsverk, se Figur 2-1, samt från mynningen av Kävlinge å och Sege å där Borgeby och Svedala ligger. Vattendragen i sig är alltså inte med i modelleringen, utan avloppsreningsverkens bidrag av näringsämnen sprids från den punkt där vattendragen mynnar i Lommabukten. För ytterligare information om inlandsverken hänvisas till ref /11/. Från Sjölunda avloppsreningsverks utsläppspunkter modellerades även utsläpp av syrgasförbrukande ämnen (BOD₇).

Utöver kväve och fosfor spreds också ett generiskt spårämne från både de befintliga utloppspunkterna och i mynningen av de två vattendragen Kävlinge å (Borgeby) och Sege å (Svedala). Spårämne släpps ut i konstant koncentration med syftet att beräkna utspädningen av renat avloppsvatten.

2.5 Hydrografin i området runt Malmö

Strömmarna i Öresund styrs till stor del av skillnaden i vattenstånd mellan Kattegatt och Östersjön. Förenklat kan man säga att när vattenståndet är högre i Kattegatt än i Östersjön strömmar vattnet söderut genom Öresund och vid omvänt förhållande strömmar vattnet norrut. Lokalt nära kusten i Lommabukten varierar dock strömmarna mer eftersom flödet påverkas av kustlinjens form. Strömriktningen böjs av kring uddar och man får återcirkulation i bukter. Grundområden nära kusten påverkar också de lokala strömmarna. Strömmarna drivs också av vinden och i de grunda delarna av Öresund kan vinden driva ett flöde i hela vattenpelaren. Vid starka västanvindar trycks vattnet upp mot kusten vid Malmö, vilket höjer vattennivån och kan generera starka strömmar längsmed kusten i Lommabukten.

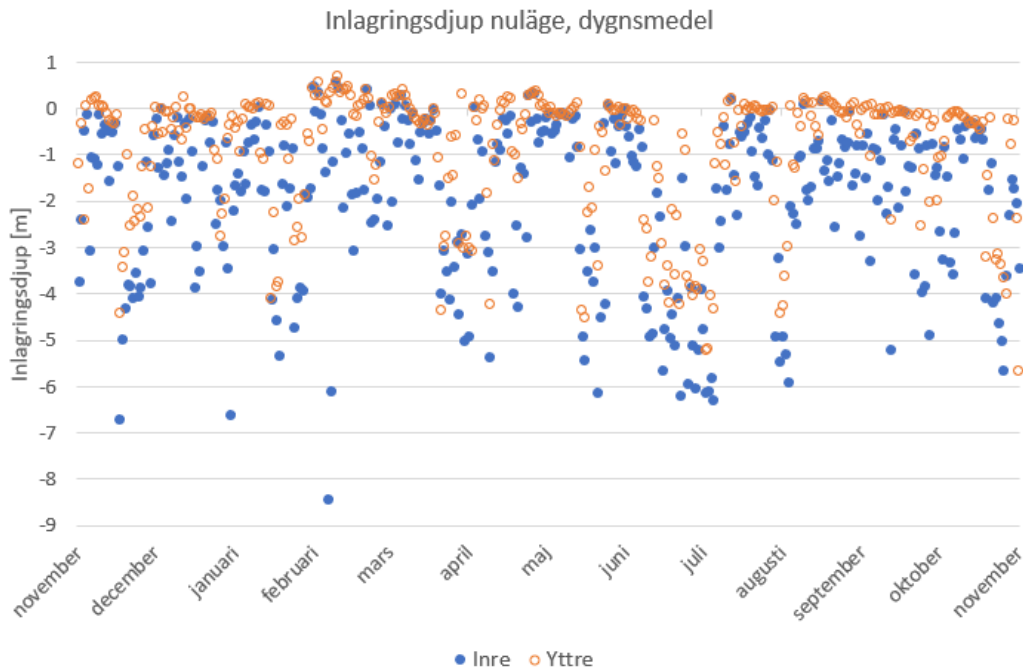
I Lommabukten varierar salthalten dels över tid beroende på hur mycket Öresundsvatten som trycks in, dels mellan olika platser beroende på hur sötvattenspåverkat området är. Medelsalthalten ligger kring 11–13 psu. I djupare områden längre ut är salthalten ofta högre, med ett medelvärde på upp emot 17–18 psu. Skillnaden i salthalt och temperatur ger en skiktning som innebär en minskad omblandning mellan vattnet i och utanför Lommabukten, vilket har betydelse för utspädning av utsläpp.

Siktdjupet i Lommabukten är ca 7 m, baserat på mätvärden från två mätstationer i Lommabukten, ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11.

Den hydrodynamiska modelleringen, i vilken alla spridningsberäkningar sedan är genomförda, är gjord för väderåret 2016. Modelluppställningen är validerad med god överensstämmelse mot observationsdata för vattenstånd vid Malmö hamn och för temperatur och saltobservationer vid stationerna ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11.

I modelleringen beräknas i varje tidssteg på vilket djup det renade avloppsvattnet från utloppspunkterna lagras in, beroende på det omgivande vattnets densitet och skiktning. Utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk har generellt en lägre densitet än saltvattnet i recipienten och stiger därför oftast upp till ytan. Djupet som utsläppet stiger till visas i Figur 2-8 nedan.

Figur 2-8. Inlagringsdjupet för utsläppet från Sjölanda avloppsreningsverks nuvarande inre (blå) och yttre (orange) punkt.



3 Nuläget för näringsämnen

I detta avsnitt redovisas medelhalter av totalhalten kväve och fosfor samt löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganiskt fosfor (DIP) för nuläget (medel 2017-2021). För totalhalten visas den sammanlagda påverkan från Sjölanda avloppsreningsverk och påverkan från Borgeby och Svedala. För DIN och DIP visas endast bidraget från Sjölanda avloppsreningsverk. Valet av parametrar och perioder utgår från Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2019:25. Där definieras sommar som juni-augusti och vinter som januari-mars för kustvatten av typ 6. Resultaten visas för medelhalten på 0–10 m djup (eller ned till botten om grundare) vilket representerar den påverkan som avloppsreningsverken har på halten som bestämmer statusen för näringsämnen.

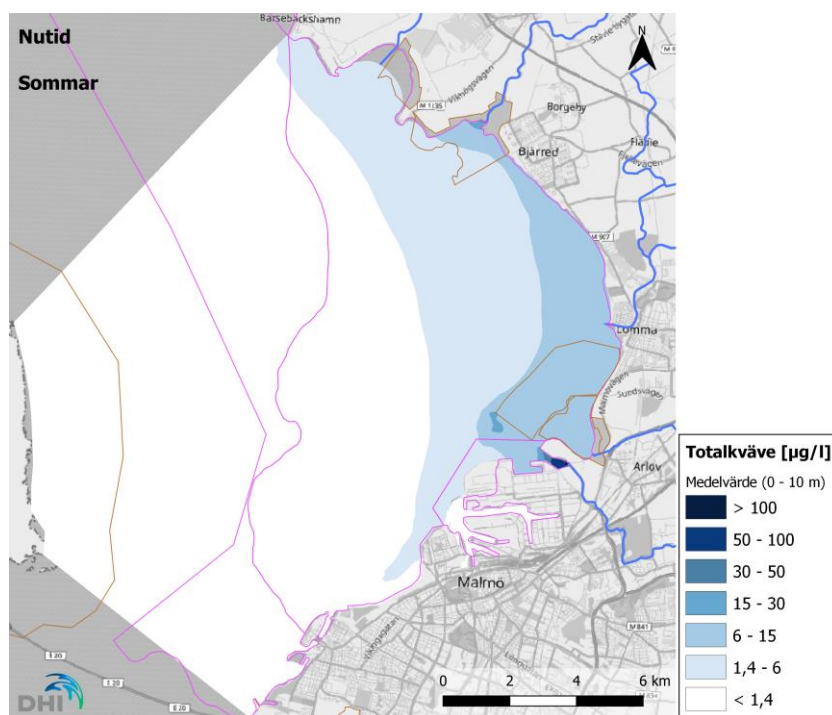
Eftersom halten av löst oorganiskt kväve och fosfor (DIN och DIP) sjunker snabbt under växtperioden när näringen tas upp av växtplankton ingår DIN och DIP endast i klassningen av vinterperioden. För modelleringen antas att DIN är inert i recipienten under vintern.

3.1 Totalkväve under sommarperioden

Figur 3-1 visar utbredningen av totalhalten kväve under sommaren (juni-augusti) som har sitt ursprung i något av verken. Den lägsta gränsen 1,4 µg/l motsvarar 0,1 µmol/l (mätningar i SMHIs databas rapporteras i µmol/l).

Den största påverkan från Sjölunda avloppsreningsverk finns nära utsläppspunkterna samt där Sjölunda avloppsreningsverks påverkan samverkar med påverkan från verken uppströms vattendragen. I de grundaste områdena närmast land är det sammanlagda bidraget 6–15 µg/l (0,5-1 µmol/l) för totalkväve.

Figur 3-1. Tillförd medelhalt på 0-10 m djup av totalkväve under sommaren (jun-aug) från Sjölunda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlinge å och Sege å. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



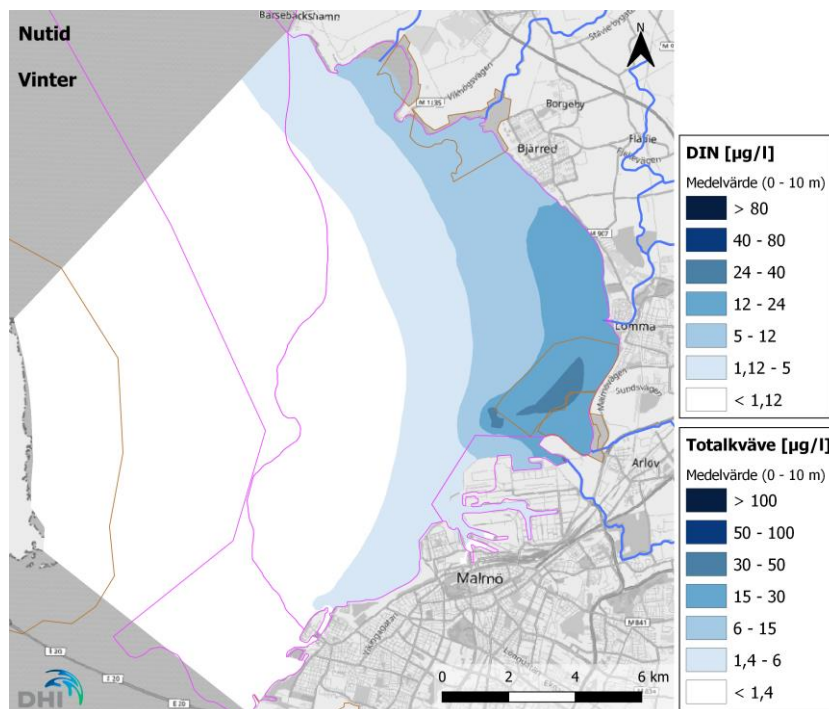
3.2 Totalkväve och DIN under vinterperioden

Figur 3-2 visar utbredningen av totalhalten kväve under vintern (december-mars) som har sitt ursprung i något av verken. Den lägsta gränsen 1,4 µg/l motsvarar 0,1 µmol/l.

Halterna från Sjölanda avloppsreningsverk och inlandsverken (Borgeby och Svedala) i de grunda områdena längs med kusten är ungefär dubbelt så höga på vintern jämfört med på sommaren. Det beror på att Sjölanda avloppsreningsverk dels har ett högre flöde, dels släpper ut betydligt högre halter av kväve på vintern.

I Figur 3-2 visas även halten DIN (löst oorganiskt kväve) under vinterhalvåret som kommer från Sjölanda avloppsreningsverk. Halten är en uppskattning och bygger på mätningar av ammonium och nitrat som visar att ca 80 % av det utsläppta totalkvävet är löst. Eftersom halten DIN under vintern modelleras som inert blir utbredningen densamma som för totalkväve vinter, se skalan för DIN i Figur 3-2.

Figur 3-2. Tillförd medelhalt på 0-10 m djup av totalkväve och DIN under vintern (dec-mar) från Sjölanda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlinge å och Sege å. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.

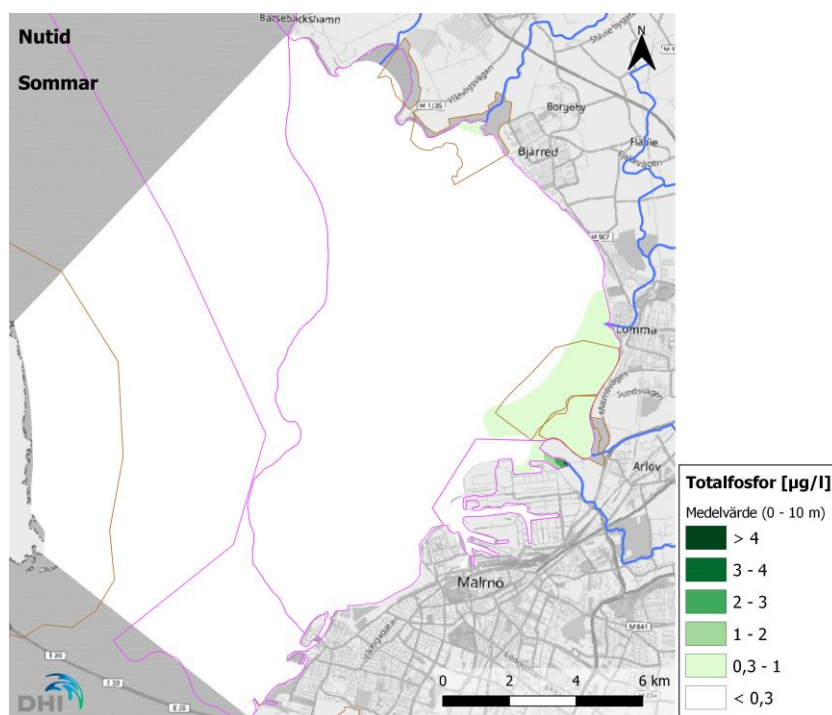


3.3 Totalfosfor under sommarperioden

Figur 3-3 visar utbredningen av totalhalten fosfor under sommaren (juni-augusti) som har sitt ursprung i något av verken. Den lägsta gränsen 0,3 µg/l motsvarar 0,01 µmol/l.

Påverkansområdet för fosfor är mindre än det för kvävet, vilket beror på att man släpper ut en mycket mindre mängd. Bidraget från inlandsverken är också mindre då man generellt släpper ut mindre fosfor i relation till kväve än vad Sjölunda avloppsreningsverk gör. Man kan dock fortfarande se påverkan från Sjölunda avloppsreningsverk och avloppsreningsverken uppströms i de grunda områdena närmast land.

Figur 3-3. Tillförd medelhalt på 0-10 m djup av totalfosfor under sommaren (jun-aug) från Sjölunda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlinge å och Sege å. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



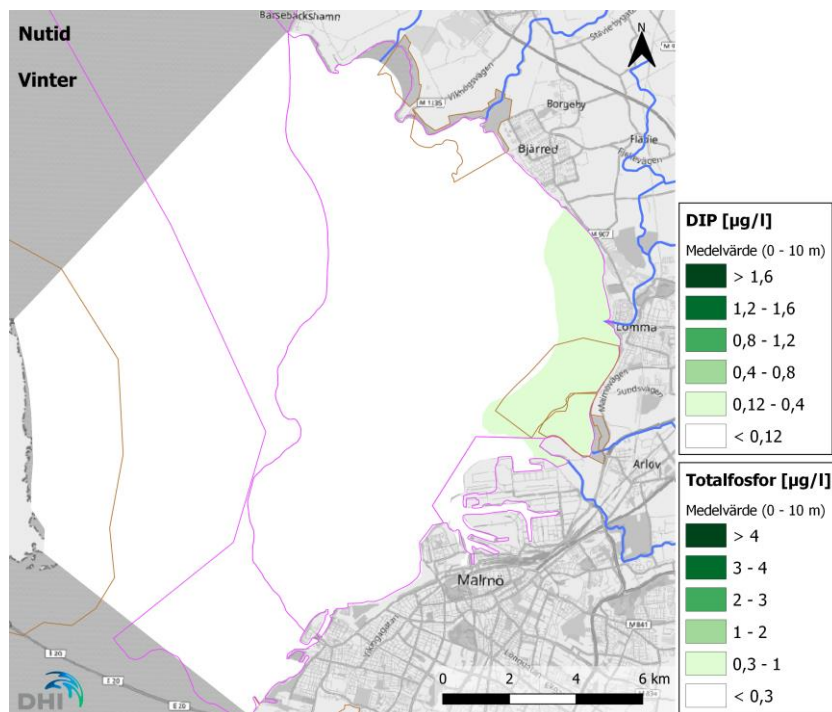
3.4 Totalfosfor och DIP under vinterperioden

Figur 3-4 visar utbredningen av totalhalten fosfor under vintern (december-mars) som har sitt ursprung i något av verken. Den lägsta gränsen 0,3 µg/l motsvarar 0,01 µmol/l.

Halterna av totalfosfor närmast kusten är de samma som under sommaren, under 1 µg/l, men påverkansområdet blir något större.

I Figur 3-4 visas även halten DIP (löst oorganiskt fosfor) under vinterhalvåret. Halten är en uppskattning från mätningar av fosfat och bygger på att 40 % av den utsläppta totalfosfor är löst. Eftersom halten DIN under vintern modelleras som inert blir utbredningen densamma som för totalkväve vinter, se skalan för DIP i Figur 3-4.

Figur 3-4. Tillförd medelhalt på 0-10 m djup av totalfosfor och DIP under vintern (dec-mar) från Sjölunda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlinge å och Sege å. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



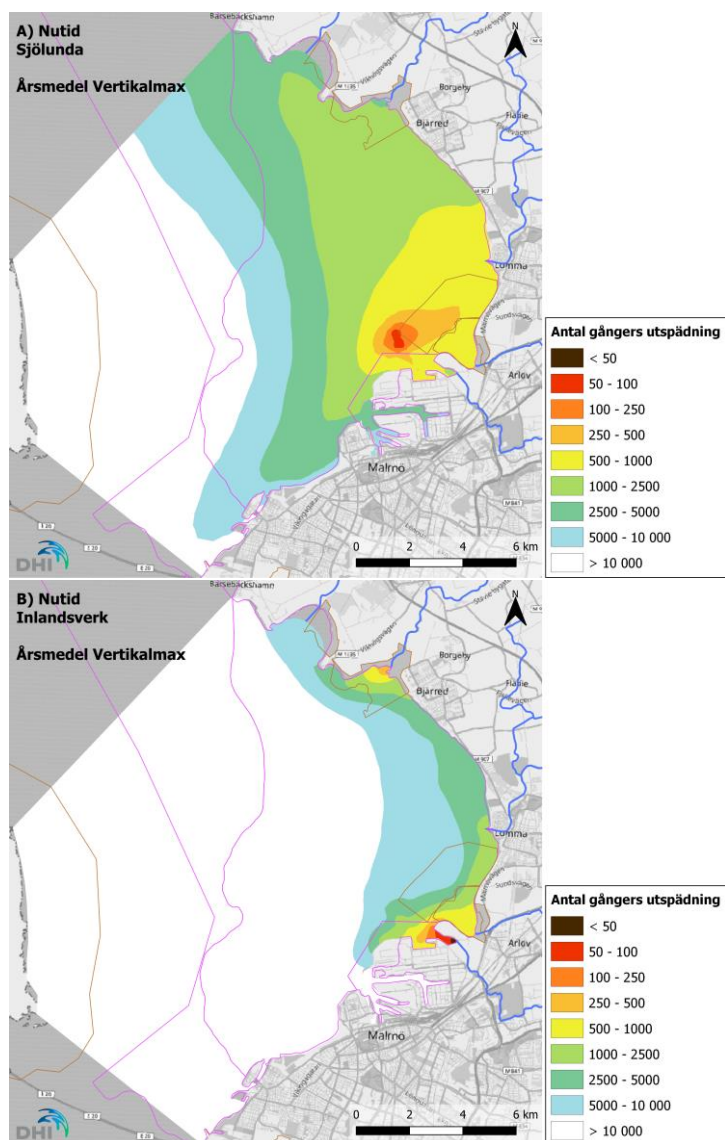
3.5 Utspädning i recipienten

Nedan visas medelutspädningen över året av ett fiktivt spårämne som följer med det renade avloppsvattnet ut i recipienten från Sjölunda avloppsreningsverk (Figur 3-5 a) samt från inlandsverken (Figur 3-5 b).

Kartorna kan användas för att beräkna halten av inerta ämnen som följer med det renade vattnet ut i recipienten, kartan är anpassad för att användas till att bedöma halten av särskilt förorenande ämnen (SFÄ) eller prioriterade ämnen enligt HVMFS 2019:25 i recipienten. I bedömningsgrunderna spelar det ingen roll var i vattenkolumnen gränsvärdena överstigs och därför visas resultaten som minsta utspädningen sett över hela djupet som ett medel över året.

Utspädningen ökar med avståndet från utsläppspunkten och en halt som släpps ut med 5 µg/l, en relativt hög halt för en mikroförorening, är vid 5 000 gångers utspädning nere i en halt på 1 ng/l.

Figur 3-5. Utspädning för ett spårämne som följer med det renade vattnet från Sjölunda avloppsreningsverk (a) och från inlandsverken (b). Årsmedelvärde av minsta utspädning sett till hela djupet. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområdena med bruna.



4 Nollalternativet för näringsämnen

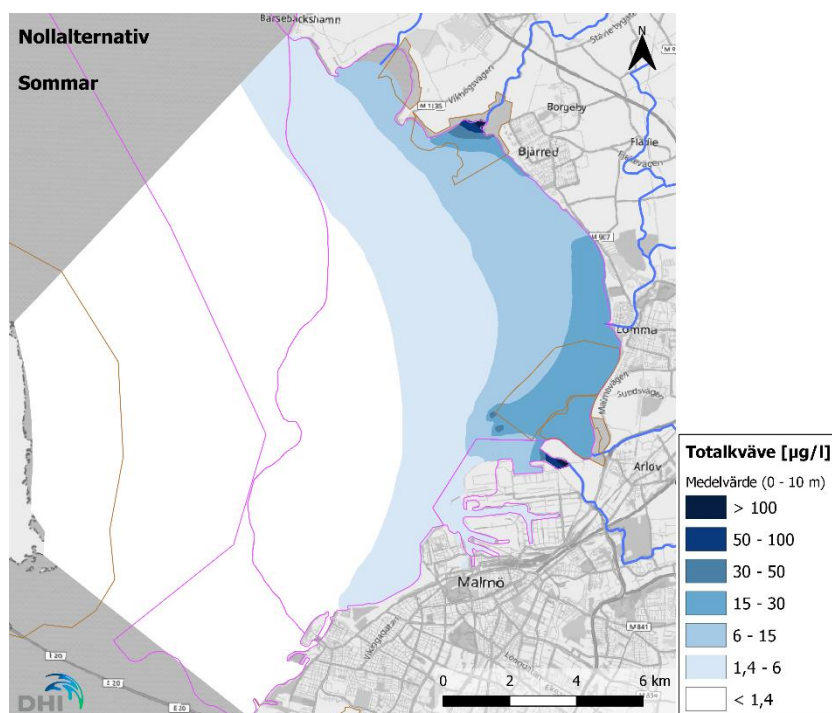
Nollalternativet presenteras som ett scenario där man fullt utnyttjar de riktvärden för utsläppt halt som man har idag för totalkväve och totalfosfor från Sjölunda avloppsreningsverk, samt ett uppskattat flöde 2045 (se Tabell 2-1). Även Borgeby och Svedala har fullt utnyttjade tillstånd och uppskattade flöden för 2045.

Eftersom halten av löst oorganiskt kväve och fosfor (DIN och DIP) sjunker snabbt under växtperioden när näringen tas upp av växtplankton ingår DIN och DIP endast i klassningen av vinterperioden. För modelleringen antas att DIN är inert i recipienten under vintern.

4.1 Totalkväve under sommarperioden

I ett scenario med fullt utnyttjade tillstånd för både för inlandsverken och Sjölunda avloppsreningsverk kommer påverkan på de grundaste områdena under sommaren att öka från 6-15 µg/l till 15-30 µg/l. Det beror på att Sjölunda avloppsreningsverk idag ligger under sina riktvärden för totalkväve på sommaren, vilket innebär att både utgående flöde och halt ökar med nollalternativet.

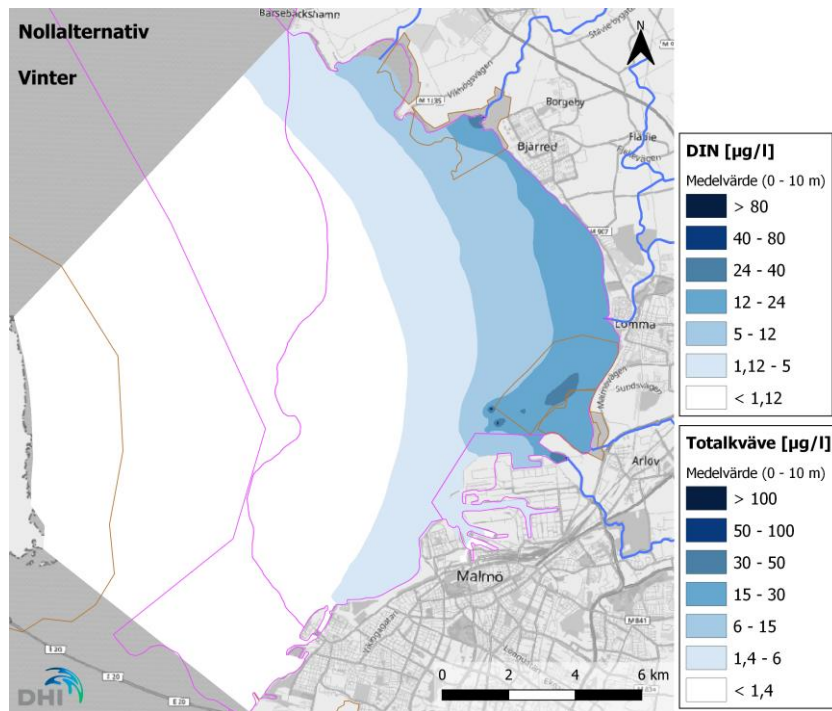
Figur 4-1. Tillförd medelhalt av totalkväve på 0-10 m djup under sommaren (jun-aug) för nollalternativet från Sjölunda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlinge å och Sege å. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



4.2 Totalkväve och DIN under vinterperioden

För nollalternativet under vintern blir den tillförda halten från Sjölunda avloppsreningsverk lägre än för nuläget, men däremot ökar tillförseln från Borgeby. Det gör att de tillförda halterna i de grundaste områdena blir ungefär detsamma som för nuläget.

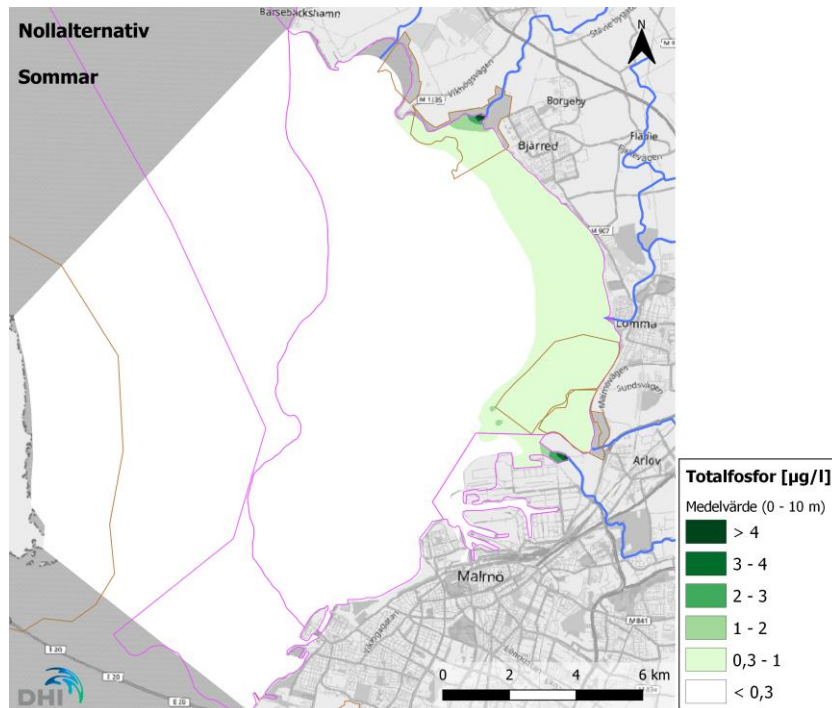
Figur 4-2. Tillförd medelhalt av totalkväve och DIN på 0-10 m djup under vintern (dec-mar) för nollalternativet från Sjölunda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlinge å och Sege å. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



4.3 Totalfosfor under sommarperioden

Scenariot med fullt utnyttjade tillstånd för Sjölunda avloppsreningsverk, Borgeby och Svedala under sommaren leder till att området med halter under 1 µg/l bli större. Till skillnad från kväve ökar belastningen av fosfor med nollalternativet både för Sjölunda avloppsreningsverk och för Borgeby reningsverk vilket påverkar det grunda området längs med kusten.

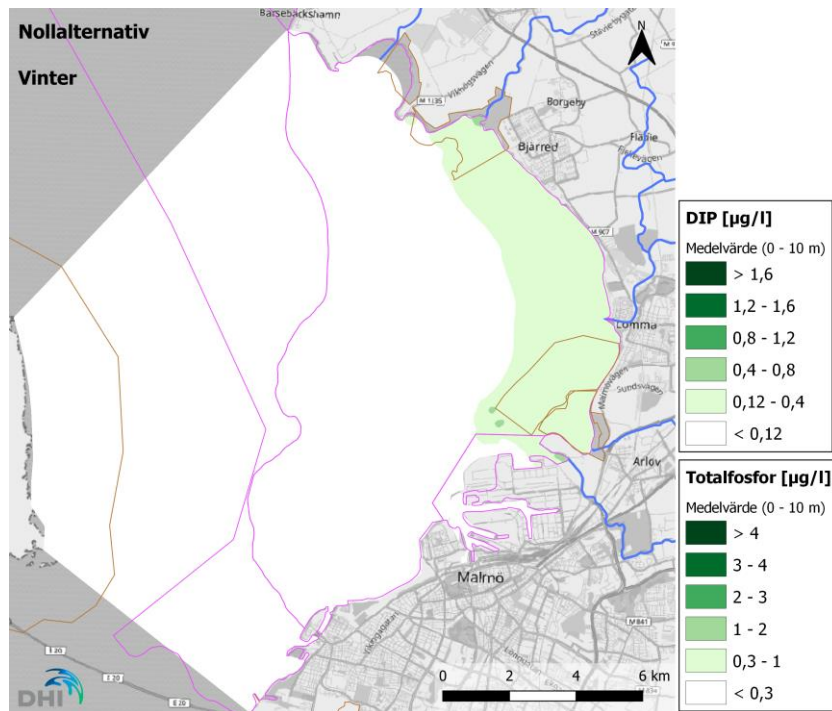
Figur 4-3. Tillförd medelhalt av totalfosfor på 0-10 m djup under sommaren (jun-aug) för nollalternativet från Sjölunda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlingså och Segeå. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



4.4 Totalfosfor och DIP under vinterperioden

Precis som för sommaren kommer ett scenario med fullt utnyttjade tillstånd för Sjölunda avloppsreningsverk, Borgeby och Svedala leda till att området med halter under $1 \mu\text{g/l}$ blir större längs kusten.

Figur 4-4. Tillförd medelhalt av totalfosfor och DIP på 0-10 m djup under vintern (dec-mar) för nollalternativet från Sjölunda avloppsreningsverk och de två avloppsreningsverk uppströms vattendragen Kävlinge å och Sege å. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



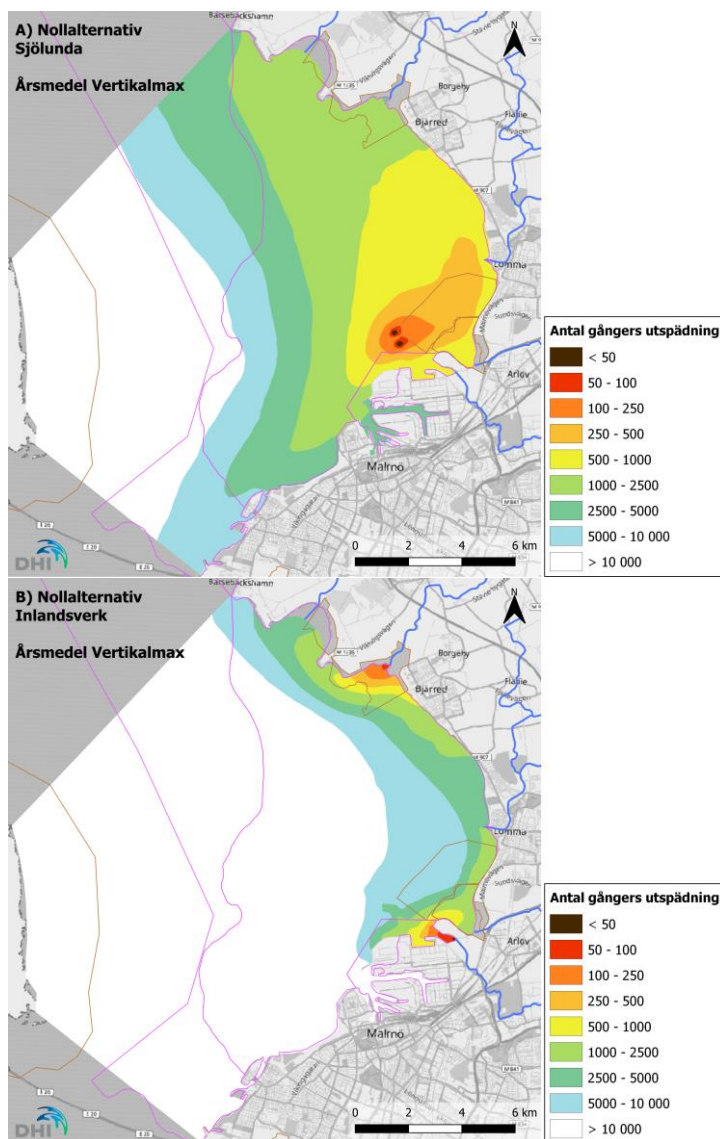
4.5 Utspädning i recipienten

I Figur 4-5 nedan visas minsta utspädning av ett fiktivt spårämne som följer med det renade vattnet ut från Sjölanda avloppsreningsverk (a) och avloppsreningsverken uppströms (b). I bilden visas minsta utspädning oavsett djup som ett medel över året med de uppskattade flödena för år 2045.

Skillnaden i utspädning mellan nuläge och nollalternativ beror på det utgående flödet. För nollalternativet kommer flödet öka vilket har betydelse för ämnen och föroreningar som följer med det renade avloppsvattnet ut i Lommabukten.

I det skyddade området närmast Sjölanda avloppsreningsverks utsläppspunkt kommer utspädningen minska från 100–1000 gångers utspädning till 100–500 gångers utspädning. Även i det skyddande området vid Bjärred kommer utspädningen av ämnen minska.

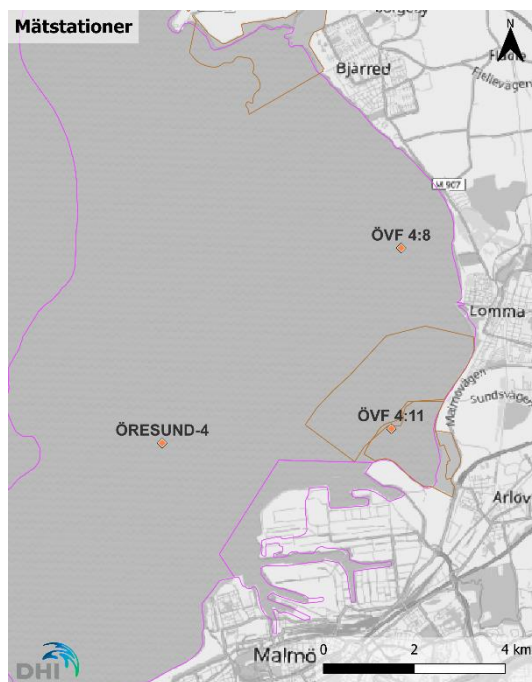
Figur 4-5. Årsmedelvärde av utspädning visat som minsta utspädning i vattenkolumnen för ett spårämne som följer med det renade vattnet från Sjölanda avloppsreningsverk (a) samt från inlandsverken (b). Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med bruna.



5 Påverkan på recipienten

Dagens utsläpp av renat avloppsvatten sker från tre avloppsreningsverk där två av dem ligger uppströms vattendrag som mynnar i Lommabukten. De kustvattenförekomster som ligger i anslutning till Sjölunda avloppsreningsverks utsläppspunkt och vattendragens mynning är därmed Lommabukten (SE554040-125750) och Malmös hamnområde (SE553757-130820). I Lommabukten finns tre mätstationer ÖVF4:8, ÖVF4:11 och Öresund 4 (se Figur 5-1), medan Malmös hamnområde saknar mätstation.

Figur 5-1. Mätstationer i vattenförekomsten Lommabukten.



5.1 Beräkning av det renade avloppsvattnets bidrag till halterna av näringsämnen i recipienten

För att beräkna hur stor andel av den totala tillförseln som de befintliga reningsverken står för i recipienten används en metod som bygger på att kombinera modellresultat och mätningar. I modellen beaktas enbart utsläppet från avloppsreningsverket, dvs. inga andra kväve- eller fosforkällor ingår. Det innebär att modellresultaten visar den halt i vattnet som utsläppet från avloppsreningsverken ger upphov till.

Ett mått på avloppsreningsverkets påverkan är att jämföra de modellerade halterna från avloppsreningsverket med uppmätta värden, dvs. hur stor andel av de uppmätta halterna av näringsämnen som har sitt ursprung i avloppsreningsverket.

$$\frac{\text{Modellerad halt i mätpunkten}}{5 - \text{årsmedelvärde halten i mätpunkten}}$$

Den modellerade halten är medelvärdet av de modellerade medelhalterna på 0–10 m djup under sommar och vinterperioden.

5-årsmedelvärdet av halten i mätstationen refererar till stationerna ÖVF 4:8, ÖVF 4:11 och Öresund 4 som ligger i Lommabukten. Denna halt inkluderar därmed bakgrundshalten, både från naturliga och antropogena källor.

För att beräkna hur stor andel av den totala tillförseln som Sjölanda avloppsreningsverk kommer stå för i framtiden används samma metod, men den uppmätta halten vid mätstationen justeras för ändringen i utsläpp. Metoden utgår från att bakgrundshalten, utan de aktuella verken, är densamma som idag.

För nuläget (2017-2021) har samma period för utvärdering som finns i VISS använts för att det ska harmonisera med klassningen, det vill säga 2013-2018. När denna rapport skrivs finns ännu inte data för 2021 tillgängliga i SMHIs databas. Men medelvärdet av halterna för perioden 2017–2020 är likvärdiga med de som finns redovisade i VISS för 2013-2018, se Tabell 5-1.

Tabell 5-1. Jämförelse av mätdata 2013-2018 (underlag till klassningen) med 2017-2020 (modellerad period är 2017-2021).

Parameter	Halt 2013-2018 µg/l	Halt 2017-2020 µg/l
Totalkväve sommar	284	274
Totalkväve vinter	392	389
DIN	152	155
Totalfosfor sommar	29	30
Totalfosfor vinter	35	39
DIP	19	19

I Tabell 5-2 redovisas andelen av de uppmätta halterna vid mätstationerna som har sitt ursprung i avloppsreningsverken i nuläget samt för nollalternativet.

Tabell 5-2. Andel [%] av de uppmätta halterna i Lommabuktens vattenförekomst som har ursprung i avloppsreningsverken. Mätstationen Öresund 4 (Ö 4) provtas endast vintertid.

Parameter	Andel av totala tillförseln i mätpunkterna i Lommabukten från nuvarande utsläpp; Sjölunda och 2 inlandsverk.			Andel av totala tillförseln i mätpunkterna i Lommabukten för nollalternativ; Sjölunda och 2 inlandsverk			
	Mätstation	4:8	4:11	Ö 4	4:8	4:11	Ö 4
Totalkväve sommar		3 %	4 %		5 %	7 %	
Totalkväve vinter		6 %	7 %	<1 %	5 %	6 %	<1 %
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter		15 %	19 %	1 %	15 %	17 %	1 %
Totalfosfor sommar		1 %	1 %		2 %	2 %	
Totalfosfor vinter		1 %	2 %	<1 %	2 %	2 %	<1 %
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter		1 %	1 %	<1 %	2 %	2 %	<1 %

Det är framförallt för DIN som Sjölunda avloppsreningsverks utsläpp står för en påtaglig andel av den uppmätta halten. Det beror på att totalkvävet i Sjölunda avloppsreningsverks utsläpp består till 80 % av löst kväve (DIN) medan det lösta kvävet enbart utgör 25 % av totalkvävet i den grunda delen av recipienten (ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11). Man tillför därmed en stor andel löst kväve i relation till halten i recipienten. För DIP är motsvarande siffror att DIP utgör 40 % av totalfosfor i Sjölunda avloppsreningsverks utsläpp mot att DIP utgör 50 % av totalfosfor i recipienten.

Det är en större osäkerhet i de modellerade halterna av DIN och DIP då lösta näringsämnen lättare tas upp även om det är vinter. Men skillnaden i halt mellan stationerna i de grunda områdena (ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11) och Öresund 4 som ligger längre ut i Lommabukten är ungefär 1 µmol/l (14 µg/l), vilket ungefär motsvarar Sjölunda avloppsreningsverks tillförda halt i mätpunkterna.

5.2 Beräkning av det renade avloppsvattnets påverkan på näringsämnesstatusen i recipienten

Sjölunda avloppsreningsverk har sina utsläppspunkter i vattenförekomsten Lommabukten. Söder om Lommabukten ligger vattenförekomsten Malmös hamnområde där viss påverkan också kan antas.

Statusbedömning av näringsämnen i kustvatten baseras på prover tagna på 0–10 m djup och näringsstatus för de olika parametrarna (totalkväve sommar, totalkväve vinter, DIN, totalfosfor sommar, totalfosfor vinter, DIP) beräknas genom att jämföra den uppmätta halten med ett referensvärde (bakgrundshalt) som beror på salthalt och typ av kustvatten (i detta fall typ 6 "Öresunds kustvatten"). Kvoten mellan mätvärden och referensvärden utgör den ekologiska kvoten (EK) och det är denna som avgör statusen avseende näringsämnen för vattenförekomsten. För en detaljerad beskrivning av uträkning av statusklass, se Havs- och vattenmyndighetens föreskrift 2019:25.

5.2.1 Statusklassning av näringsämnen i Lommabukten

För statusklassningen har data från samma period och samma mätstation som redovisas i VISS använts. Det betyder att denna statusklassning baseras på data mellan 2013–2018 från stationerna ÖVF 4:8, ÖVF 4:11 och Öresund 4. I VISS redovisar Länsstyrelsen i Skåne det normaliserade EK värdet (EK_{norm} eller N_{klass}) som har enhetliga klassgränser (mailkontakt, Charlotte Carlsson, Lst Skåne). Klassgränsernas intervall redovisas i Tabell 5-4 och Tabell 5-5. Länsstyrelsen använde klassningsverktyget, ekostat¹.

Föreskrifterna är endast skrivna för att beräkna status i en vattenförekomst baserat på tidigare mätningar och inte för hur man uppskattar framtida påverkan på recipienten. Den metod som används i denna rapport för att beräkna påverkan bygger på att halten vid mätstationen utan verksamheten beräknas. För att göra den beräkningen krävs att EK beräknas utifrån en medelsalthalt. Det innebär att metoden inte alltid ger exakt samma EK värde som Länsstyrelsen. Anledningen till att det skiljer är att man inte fullt ut väger in effekten av den variabla salthalten vid mätstationerna närmast kusten som är påverkade av sötvatten från vattendragen. Ett färskare vatten kan ha en högre halt näringsämnen än ett saltare vatten vid samma EK värde.

I Tabell 5-1 visas att mätdata och därmed klassningen är likvärdig för 2013-2018 som den aktuella klassningen baseras på och den modellerade perioden 2017-2021 (mätdata endast till 2020).

Tabell 5-3. Statusklassningens indelning i numeriska värden för EK_{norm} (från HVMFS 2019:25).

Statusklass	Intervall
Hög status	0,8–1
God status	0,6 < 0,8
Måttlig status	0,4 < 0,6
Otillfredsställande status	0,2 < 0,4
Dålig status	< 0,2

Tabell 5-4. Statusklassning av kväveparametrar, baseras på mätningar 2013-2018.

Parameter	EKnorm och klassning från medelsalthalt (beräknad av konsult)	EKnorm och klassning (från VISS)
Totalkväve sommar	0,53 Måttlig	0,55 Måttlig
Totalkväve vinter	0,48 Måttlig	0,48 Måttlig
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	0,29 Otillfredsställande	0,31 Otillfredsställande

¹ <http://3.120.131.94/ekostat>

Tabell 5-5. Statusklassning för fosforparametrar, baseras på mätningar 2013-2018.

Parameter	EKnorm och klassning från medelsalthalt (beräknad av konsult)	EKnorm och klassning (från VISS)
Totalfosfor sommar	0,22 Otillfredsställande	0,24 Otillfredsställande
Totalfosfor vinter	0,32 Otillfredsställande	0,33 Otillfredsställande
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter	0,46 Måttlig	0,53 Måttlig

Klassningen överensstämmer väl med den redovisade klassningen i VISS. Klassningen avviker främst för DIP, men där ligger man mitt i klassningsintervallet och det finns ingen risk för att en klassgräns överskrids. Klassningen för totalfosfor sommar är den klassning som ligger närmast en klassgräns. Klassningen är precis över gränsen för otillfredsställande status vilket innebär att totalfosfor sommar är den parameter där risken är störst att utsläppen från de tre avloppsreningsverken kan överskrida en klassgräns.

5.3 Påverkan på statusklassning av näringsämnen i recipienten

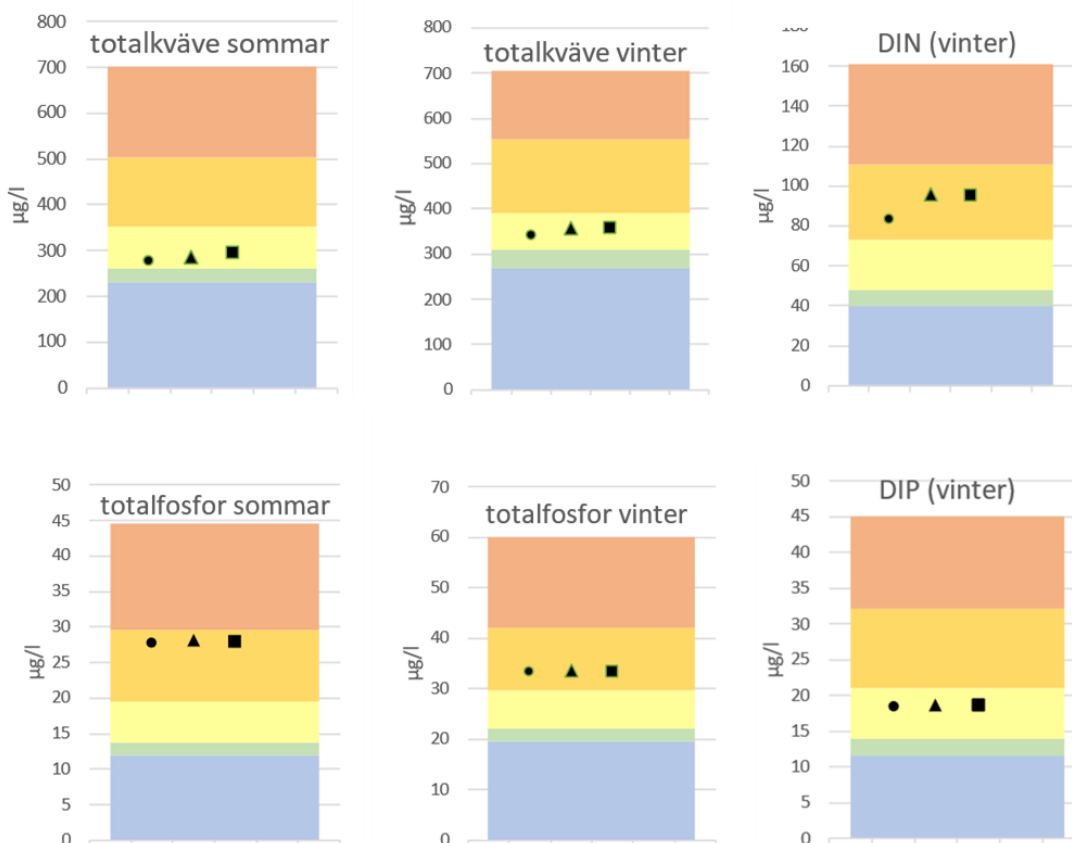
För att räkna fram påverkan på statusklassningen behövs en bakgrundshalt för respektive parameter. Med bakgrundshalt avses här den medelhalt som recipienten antas ha utan Sjölunda avloppsreningsverk (inte referensvärdet för klassningen). Halterna har beräknats genom att dra bort de modellerade halterna med ursprung i Sjölunda avloppsreningsverk och avloppsreningsverken i vattendragen för nuläget från den halt som motsvarar medelsalthalten vid de tre mätstationerna (två på sommaren) och ta ett medelvärde av dessa. Medelvärdena i recipienten utan Sjölunda avloppsreningsverk presenteras i Tabell 5-6. För nollalternativet antas alla övriga källor vara desamma som för nuläget.

Tabell 5-6. Antagna bakgrundshalter i recipienten.

Parameter	Bakgrundshalt [$\mu\text{g/l}$]	Bakgrundshalt [$\mu\text{mol/l}$]
Totalkväve sommar	274	19,5
Totalkväve vinter	342	24,4
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	83	5,9
Totalfosfor sommar	28	0,91
Totalfosfor vinter	33	1,08
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter	19	0,60

I Figur 5-2 visas blockdiagram med de modellerade halterna i mätstationerna för nuläget och framtida nollalternativet tillsammans med bakgrundshalterna där gränserna för de olika statusklasserna indikeras med färg. Figuren illustrerar relationen mellan avloppsreningsverkens bidrag och bakgrunden i förhållande till klassgränserna. I diagrammen framgår det tydligt att tillskottet från reningsverken är litet i relation till bakgrundshalterna. Det är inte tydligt i figuren, men samtliga parametrar utom totalkväve sommar blir likvärdiga för nollalternativet och nuläget. Som framgår i figuren är totalfosfor på sommaren den parameter som redan utan Sjölunda avloppsreningsverks bidrag ligger i riskzonen för att få sänkt status gentemot den klassning som parametrarna har för Lommabukten idag. Nollalternativet ligger ca 2 µg/l (0,06 µmol/l) från gränsen för dålig status för parametrarna totalfosfor sommar. Eftersom halten från Sjölunda avloppsreningsverk ligger strax under 0,3 mg/l som medel i utgående vatten vilket är samma som riktvärdet för utsläppt halt (Figur 2-4) kommer nollalternativet endast marginellt påverka parametrarna totalfosfor vinter och DIP. Påverkan under vintern blir mindre eftersom då ingår även mätstationen Öresund 4, som har en lägre uppmätt halt, i klassningsunderlaget.

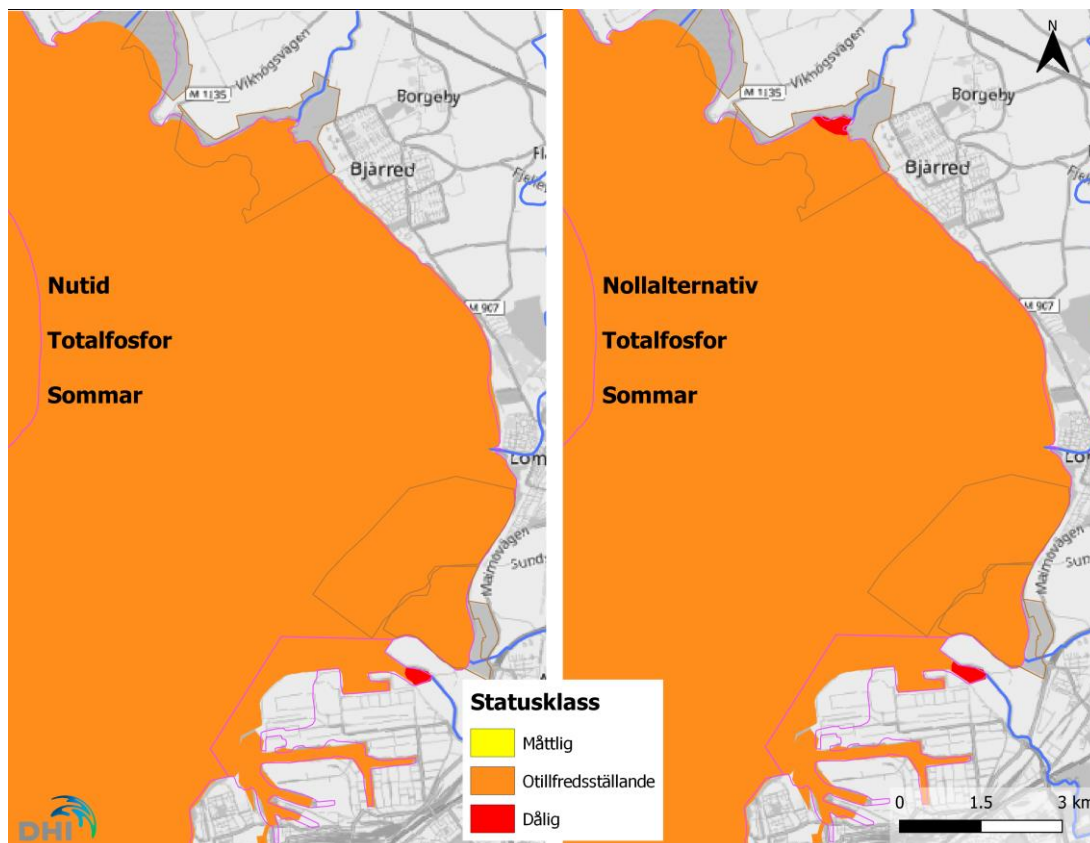
Figur 5-2. Bakgrundshalterna (punkt) för respektive parameter, samt halten med Sjölunda avloppsreningsverk och inlandsverken för nuläge (triangel) och för nollalternativet (fyrkant). Staplarnas färgindelning visar statusen, hög status (blå), god (grön), måttlig (gul), otillfredsställande (orange) och dålig status (röd).



Att som i Tabell 5-2 redovisa hur stor andel av de uppmätta halterna i mätpunkterna som har ursprung i avloppsreningsverken och vilken statusklass det motsvarar, beskriver vilken påverkan utsläppen har på recipienten utifrån mätpunktens läge. Men utsläppen sprids inte uniformt i hela vattenförekomsten vilket innebär att det finns områden där man har högre halter.

För att se om statusklassningen påverkas lokalt av utsläppen kan man addera de modellerade halterna till bakgrundsvärdet i recipienten som redovisas i Tabell 5-6. Som framgått i rapporten är totalfosfor under sommaren den parameter som ligger närmast sin klassgräns. Det är därmed också den parameter där utsläppet medför störst risk att klassningen försämras lokalt i recipienten. Figur 5-3 nedan visar hur avloppsreningsverkens utsläpp av totalfosfor påverkar statusklassningen. Färgskalan i bilden motsvarar klassningen (orange är otillfredsställande) och man ser att inlandsverkens bidrag leder till att parametern totalfosfor sommar sänks till dålig vid åarnas mynningar redan för nuläget. Man ska dock komma ihåg att dessa vattendrag har en hög bakgrundshalt av näringsämnen och att det sannolikt är ett större område som redan är dåligt i anslutning till mynningen. För det framtida nollalternativet är det ett större område i anslutningen till mynningarna som får dålig status för totalfosfor sommar. För de andra parametrarna som ingår i kvalitetsfaktorn näringsämnen försämras inte klassningen någonstans i vattenförekomsten.

Figur 5-3. Andel av vattenförekomsten där avloppsreningsverkens bidrag leder till att statusen för parametern totalhalt fosfor ändras från idag otillfredsställande till dålig under sommarmånaderna (juni-augusti). Statusen utgår från en medelhalt över hela vattenförekomsten. Vänstra panel är nuläge med belastning från Sjölunda avloppsreningsverk och inlandsverken via åarna, och högra panel nollalternativet för framtiden. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



5.4 Påverkan på vattenförekomsten Malmö hamnområde

Den närliggande vattenförekomsten Malmö hamnområde påverkas framförallt av Svedala med utsläpp i Sege å. Klassningen för Malmös hamnområde är densamma som för Lommabukten och baseras på samma stationer. Det innebär att även denna vattenförekomst kommer försämrats av ökade flöden med högre halt från Svedala avloppsreningsverk, se Figur 5-3. Utsläppen från Sjölunda avloppsreningsverk kommer dock inte påverka hamnområdet i någon större utsträckning då plymens huvudriktning inte är in mot hamnområdet.

6 Syrgasförbrukning i bottenvattnet

Lommabukten är klassad med Hög status avseende syrgasförhållanden (syrebalans i kustvatten och vatten i övergångszonen). Klassningen är gjord på mätningar från Öresund 4. De övriga mätstationerna är sannolikt för grunda för att vara representativa för bottenvattnet.

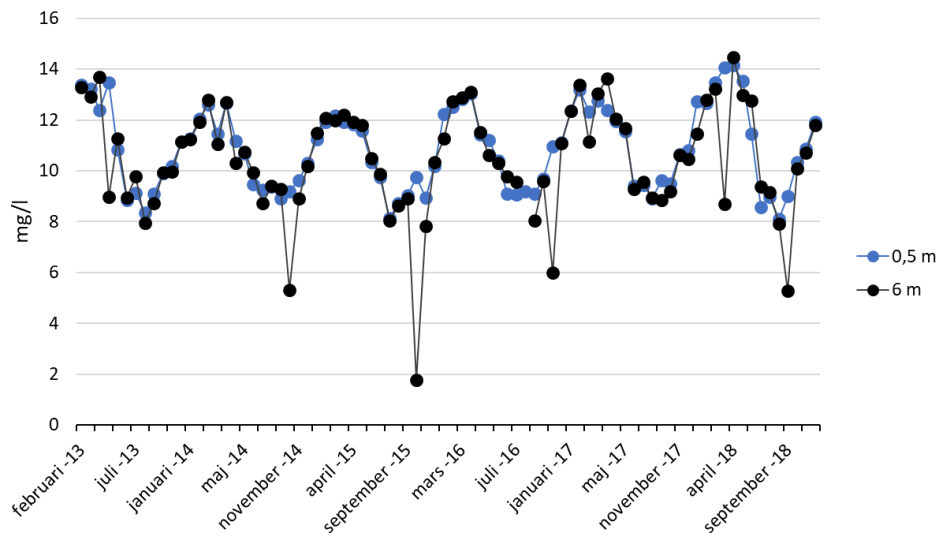
Enligt föreskrifterna för klassificering av parametern syrebalans, HVMFS 2019:25, definieras bottenvattnet i kustvatten och vatten i övergångszonen djupare än 10 m som 5 m över vattenförekomstens djupast punkt. Enligt de sjömätningar (c-map) som modellen bygger på når djupet ner till 15 m i vattenförekomsten. För att utreda effekterna av syrgasförbrukande ämnen i vattenförekomsten beräknades syreförbrukningen därför på djup större än 10 m.

De syreförbrukande ämnena modelleras som helt suspenderade, och nedbrytningen utgår från halten av BOD₇ som är en mätmetod för syrgasförbrukningen. Modelleringen av nedbrytningen tar hänsyn till temperaturen i recipienten.

För avloppsreningsverken i vattendragen antogs att de syreförbrukande ämnen som släpps ut vid dessa antingen bryts ned innan de når Lommabukten eller följer med färskvattnet ut och bryts ned i ytvattnet som alltid är mättat med syrgas.

Mätningar vid stationen Öresund 4 sker endast på vintern vilket innebär att data från Öresund 4 inte ger en bild av hur syrgashalten varierar över året. För att ta reda på när syrgashalten är som lägst under året har därför data från mätstationerna ÖVF 4:8 som besöks månadsvis använts. Där är syrgashalten på de djupaste provtagningsdjupen som lägst i början av hösten, se Figur 6-1. Därmed valdes perioden september-oktober för att utvärdera syrgasförbrukningen i bottenvattnet.

Figur 6-1. Syrgashalten vid station ÖVF 4:8 på 0,5 m djup samt vid botten.

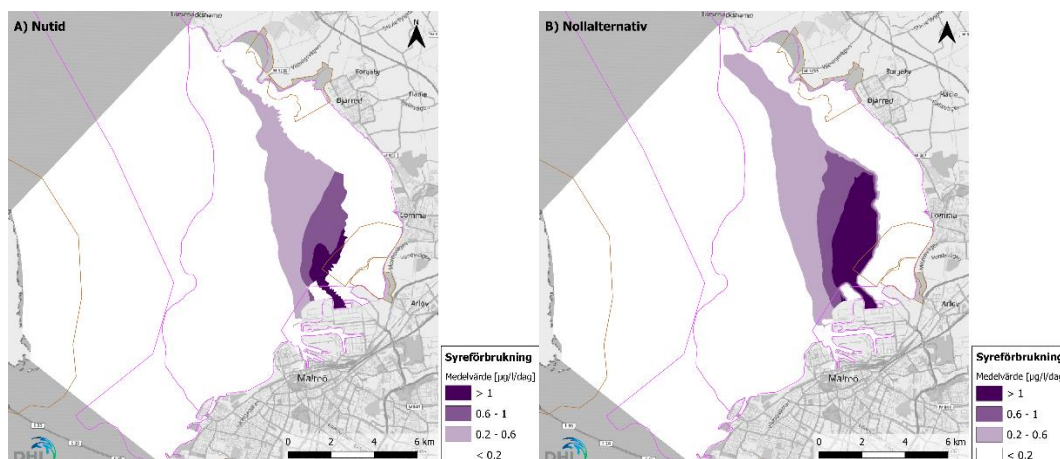


Eftersom de syrgasförbrukande ämnena modelleras som lösta kommer de följa med utsläppet i ytan, vilket leder till att det mesta av nedbrytningen i Lommabukten sker på djup grundare än 10 m där det finns gott om syrgas. Som man ser av Figur 6-1 går syrgashalten vid enstaka mätningar ned till låga nivåer under hösten. Vid dessa tillfällen finns en stark skiktning på stationen med ett ytvatten med en salthalt under 10 psu och ett bottenvatten som kommit in från utsjön med över 20 psu och låga syrgashalter.

Syrgasförbrukningen på djup större än 10 m visas i Figur 6-2. Syrgasförbrukningen närmast Tågarps hed ligger under $2 \mu\text{g/l}$ och dag både för nuläget och nollalternativet. Moderna fiberoptiska mätare har vanligtvis en detektionsgräns på $1 \mu\text{g/l}$ vilket innebär att syrgasförbrukningen ligger på gränsen till att det går att mäta.

Resultaten kan även sättas i relation till en studie i öppna Kattegatt där syrgasförbrukningen vid botten uppmättes till $96 \mu\text{g/l/dag}$ i augusti (ref /3/). I kustnära områden som Lommabukten har man en avsevärt högre primärproduktion än i öppna Kattegatt vilket leder till att syrgasförbrukningen vid botten blir högre. Tillförseln av syrgasförbrukande ämnen från avloppsreningsverk blir därmed litet i relation till syreförbrukningen vid botten.

Figur 6-2. Syrgasförbrukning i Lommabukten för nuläge och nollalternativet. Det vita området närmast land följer djupkurvan för 10 m, innanför detta område sker syrgasförbrukningen på grundare djup än 10 m.



De mätdata på syrgas som finns att tillgå för djup större än 10 m är mätningarna vid Öresund 4, där mäts syrgashalten på 10 m djup. I januari är syrgashalten ca 7 mg/l vilket är lägre än inne i Lommabukten (ÖVF 4:8) men då det inte finns några data under hösten går de inte att säga något om syrgasförhållandena under hösten.

Även om syrgasförbrukningen till följd av utsläpp av syreförbrukande ämnen i sig blir så låg att den inte påverkar djur- eller växtlivet i Natura 2000 områdena finns det ett samband mellan syreförbrukande ämnen och grumling vilket kan ha en påverkan. Detta beror på att de syrgasförbrukande ämnena följer plymen som har sin dominerande riktning in mot de skyddade områdena. Även utsläppen av näringsämnen som leder till ökad primärproduktion kan påverka syrgasförbrukningen i de skyddade områdena.

7 Påverkan på badvattenkvalitet

För att uppskatta koncentrationen av smittämnen i badvattnet måste en patogenhalt bestämmas i vattnet som släpps ut från reningsverket. Koncentrationer som antagits för utloppsvattnet från Sjölanda avloppsreningsverk är baserade på tidigare studier över patogenhalter från renat avloppsvatten (ref /4/). Dessa är 2 000 norovirus/l, 9 000 campylobakter/l och 80 cryptosporidium/l. För rotavirus har en halt på 1 000 cfu²/l satts på det renade avloppsvattnet vilket är baserat på ett antagande om 90 % rening och samma rotavirushalter på inkommande vatten som uppmätts i VISK-projektet (ref /6/).

För fekala indikatorbakterier användes halterna 10 000 cfu/100 ml för *E. Coli* och 1 000 cfu/100 ml för Intestinala Enterokocker (IE). Halterna är något högre än man kan förvänta sig av kontinuerlig normaldrift på ett avloppsreningsverk, men inte orimligt höga.

Smittämnen sprids och dör av i havet genom att en vattenkvalitetsmodul (Eco Lab) kopplas till den hydrodynamiska modellen. Eco Lab beräknar avdödning av bakterier och virus genom att ta hänsyn till bland annat solinstrålning, vattentemperatur och siktdjup. Solinstrålningen fås genom atmosfäriska drivdata medan vattentemperaturen tas direkt från den hydrodynamiska modellen. Siktdjupet är satt till 7 m vilket baserats på mätvärden från stationerna Lomma 4:8 och Lomma 4:11. Halterna bakterier och virus utvärderades vid 10 badplatser längs kuststräckan, Figur 7-1.

² Kolonibildande enhet, eng. Colony-forming unit

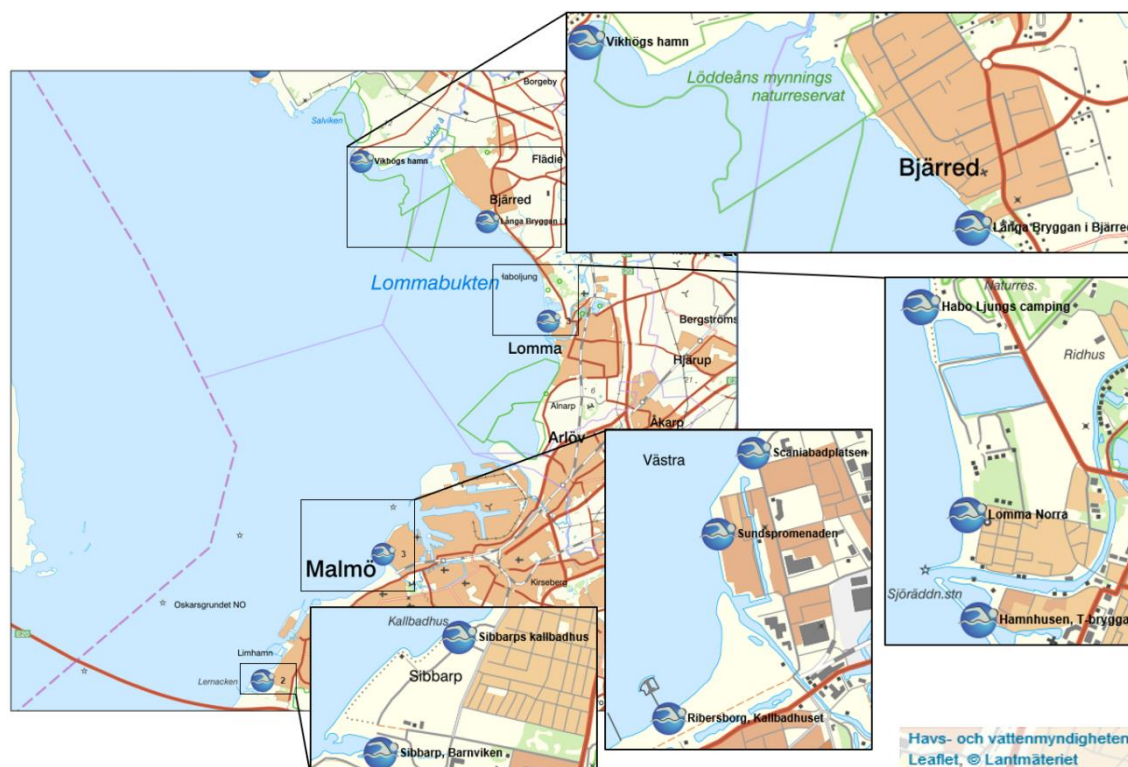
Bilaga M6.2, Modellerad påverkan för nuläget samt för ett nollalternativ

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.2-001

8178 Tillståndshandling M6.2 Sjölanda nuläge och nollalternativ utg. 2.0.docx

www.maxima.vasyd.se

Figur 7-1. Badplatser i och kring Lommabukten som ligger inom modellområdet. Från Havs- och vattenmyndigheten (Havs- och vattenmyndigheten & Lantmäteriet, 2019).



7.1 Intestinala indikatorbakterier enligt badvattendirektivet

I enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten (HVMFS 2012:14) ska indikatorbakterierna *E. coli* och Intestinala Enterokocker (IE) mätas regelbundet vid alla badplatser med fler än 200 badande per dag. Indikatorbakterierna finns normalt i avföringen hos människor och andra varmblodiga djur. Förhöjda halter i badvattnet tyder på att badvattnet förorenats till exempel via avloppsvatten. Varje vattenprov får en bedömning efter halten bakterier, enligt gränsvärden i Tabell 7-1.

Tabell 7-1. Gränsvärden för badplatser vid provtagning.

Gränser	<i>E. coli</i>	Intestinala Enterokocker
Tjänligt	<100 cfu/100 ml	<100 cfu/100 ml
Tjänligt med anmärkning	100–1000 cfu/100 ml	100–300 cfu/100 ml
Otjänligt	>1 000 cfu/100 ml	>300 cfu/100 ml

Halterna *E. coli* och IE från avloppsreningsverket utvärderades på 10 badplatser längs kusten, Figur 7-1. Bakteriehalterna är under hela badsäsongen (21 juni till 20 augusti) långt under de halter som ger anmärkning. Den strand som fick högst halter *E. coli* och IE var Lomma Norra men endast enstaka dagar, där utsläppen från Sjölanda avloppsreningsverk ger halter på <5 cfu/100 ml för både *E. coli* och IE. Medelflödet av renat avloppsvatten från Sjölanda avloppsreningsverk ger inte ensamt upphov till anmärkning på badvattenkvaliteten.

I modelleringen testades enbart påverkan av verkets bakteriehalter under normaldrift. I en mer omfattande badvattenutredning som DHI gjort åt Malmö stad (ref /10/) undersöktes påverkan på badplatserna vid utsläpp av ofullständigt renat vatten från verket, med utsläpp i de två befintliga utloppspunkterna. Inte heller då gav verket upphov till bakteriehalter som medförde anmärkning

7.2 Bedömning av smittorisk

Vid bad kommer de badande att påverkas av de ämnen och organismer som just då förekommer i badvattnet. Eftersom allt vatten påverkas av omgivande verksamheter så kan det även förekomma mikroorganismer som kan medföra smitta för de badande. Smittämnen härstammar från olika fekala utsläpp, såsom avloppsvatten, stallgödsel, betesdjur mm.

För att bedöma vilka risker som badande kan utsättas för behöver man genomföra hälsomässiga riskbedömningar. I dricksvattensammanhang brukar man ofta bedöma hälsoriskerna för smittämnen (patogener), såsom campylobacter (bakterie), norovirus (virus) och cryptosporidium (parasiter), med hjälp av en QMRA-modell (kvantitativ mikrobiell riskbedömning) (ref /9/). För att bedöma riskerna för badande används även här en QMRA-modell. Här behöver man uppskatta/beräkna de patogenhalter som kan finnas i badvattnet samt fastställa vilken mängd vatten som de badande antas svälja under tiden för bad, lek och simning för att beräkna infektionsrisken för de badande. I tidigare studier har ingen entydig mängd vatten som varje badande antas svälja angivits, men i denna riskbedömning antas att 10 ml badvatten sväljs vid bad.

I dricksvattensammanhang bedöms en acceptabel risk vara att en person blir infekterad av 1 miljon konsumenter dagligen. I badvattendirektivet nämns däremot inte någon acceptabel infektionsrisk men i underlagsdokumenten till direktivet presenteras en riskanalys. I underlaget från EU-kommissionen (ref /8/) har sannolikheten för mag- och tarminfektion efter bad med en specifik koncentrationen av indikatororganismer i vattnet kvantifierats. Analysen visar att sannolikheten för mag- och tarminfektion ligger på 1–5 % vid gränsvärdet för bra badvattenkvalitet, vilket innebär att det ansågs vara en acceptabel smittorisk. I riskberäkningarna för bad i denna studie beräknas vilka patogenhalter som badvattnet måste innehålla för att orsaka infektion hos 0,01 % respektive 1 % av de badande. Risken relaterar till den acceptabla infektionsrisken i riskanalysen för badvattendirektivet.

De patogenhalter i badvattnet som orsakar infektion hos badare, för de två antagna sannolikheterna, presenteras nedan i Tabell 7-2. Exempelvis är det 0,01 % risk för infektion av en normalfrisk badare om badvattnet innehåller 0,5 campylobacter per liter, 0,01 norovirus per liter (vilket motsvarar 1 norovirus per 100 l vatten) och 2,5 cryptosporidium per liter.

För en badare med nedsatt immunförsvar krävs på motsvarande sätt 0,01 campylobacter per liter (1 campylobacter per 100 l vatten), 0,01 norovirus per liter (1 norovirus per 100 l vatten) och 0,08 cryptosporidium per liter (1 cryptosporidium per 12 l vatten) i badvattnet för att personen skall bli infekterad.

Rotavirus är i princip lika smittsam som norovirus men enligt WHO är i princip alla vuxna och barn över 5 år immuna. I en utredning DHI gjort för Ängelholms avloppsreningsverk (ref /5/) antogs att rotavirus inaktiveras på samma sätt under transporten som norovirus. Det innebär att exponering ger höga sannolikheter för rotavirusinfektion för den andel av befolkningen som inte är immun. Detta är dock antaganden och i Ängelholms-utredningen skriver man också att en mera rättvisande värdering av smittorisken för rotavirus kräver en mer detaljerad undersökning av immunitet hos äldre barn och vuxna.

Giardia är liksom cryptosporidium en parasit och modellerades i utredningen för Ängelholms avloppsreningsverk som nämns ovan. Resultaten från utredningen visar att risken för infektion på grund av giardia är ca 10 gånger mindre än för cryptosporidium (ref /7/).

Tabell 7-2. Patogenhalter i badvatten som orsakar infektion hos badare med viss sannolikhet. Halterna är visade för personer med normalt immunförsvar och för personer med nedsatt immunförsvar.

Smittämne	Sannolikhet för infektion hos personer med normalt immunförsvar		Sannolikhet för infektion hos personer med nedsatt immunförsvar	
	10 ⁻⁴	10 ⁻²	10 ⁻⁴	10 ⁻²
Campylobacter [antal / liter]	0,5	50	0,01	1
Norovirus och rotavirus [antal / liter]	0,01	1	0,01	1
Cryptosporidium [antal / liter]	2,5	250	0,08	8

7.3 Smittorisk vid närliggande badplatser

Tabell 7-3 till Tabell 7-5 nedan sammanfattar infektionsrisken av de olika smittämnen på grund av spridning av det renade avloppsvattnet till närliggande badplatser (Figur 7-1) med medelflödet 2017-2021 från de två nuvarande utsläppspunkterna. Infektionsrisken presenteras som antal sommandagar (20 juni till 21 augusti) som sannolikheten för infektion vid ett bad under dagtid (kl. 8-20) är 0,01 % respektive 1 %.

Modelleringen visar att för dagens utsläpp är det ingen av badplatserna som uppvisar någon sommandag då risken överstiger 1 % för cryptosporidium-, campylobacter-, noro- eller rota-infektion. Det är dock viktigt att komma ihåg att för nuläget används ett medelflöde på 5 år vilket innebär att de flödestoppar som varit under somrarna 2017-2021 och som kunnat vara orsaken till att gränsvärdena tillfälligt överstigit, inte finns med eller är kraftigt reducerade i medelflödet såvida de inte inträffat vid precis samma datum samtliga år.

Minskas gränsvärdet till 0,01 % risk ändras bilden för personer med nedsatt immunförsvar, samt för norovirus- och rotavirus-infektion, och det blir flera dagar per säsong med risk för smitta för flera av badplatserna. För cryptosporidium blir det som mest 8 dagar med 0,01 % risk för infektion för personer med nedsatt immunförsvar vid stränderna med störst exponering. För campylobacter är det ca 10 dagar med risk för infektion för de med nedsatt immunförsvar på de mest utsatta stränderna, och det är även 1 dag med 0,01 % risk för infektion vid normalt immunförsvar vid Habo Ljungs camping.

För noro- och rotavirus har alla badplatser någon eller flera dagar under säsongen med 0,01 % risk för infektion, som mest ca 40 respektive ca 30 dagar av 62 under säsongen. Flest dagar med risk har badplatserna Hamnhusen, T-bryggan, Lomma Norra och Habo Ljungs camping.

Spridning och avdöd av giardiovirus är inte modellerat i studien. De slutsatser man kan dra baserat på den tidigare studien från Ängelholms reningsverk (ref /7/) är att risken för infektion kommer att till

[Bilaga M6.2, Modellerad påverkan för nuläget samt för ett nollalternativ](#)

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.2-001

8178 Tillståndshandling M6.2 Sjölanda nuläge och nollalternativ utg. 2.0.docx

www.maxima.vasyd.se

mönstret likna den för cryptosporidium, men vara lägre. Sannolikt innebär detta några enstaka dygn med risk för infektion vid badplatserna Hamnhusen, T-bryggan, Lomma Norra och Habo Ljungs camping vid 0,01 % risk i kombination med svagt immunförsvar.

Tabell 7-3. Antal sommartid (20 juni - 21 augusti kl. 08-20) med riskerna 0,01% och 1% för **cryptosporidium**-infektion för personer med svagt respektive normalt immunförsvar. Antal dagar med smittorisk på 1% anges inom parentes. Smittorisken var aldrig 5 %.

<u>cryptosporidium</u>	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes. Normalt immunförsvar.	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes. Nedsatt immunförsvar.
Vikhögshamn	0	0
Långa bryggan i Bjärred	0	1
Habo Ljungs camping	0	4
Lomma Norra	0	4
Hamnhusen, T-bryggan	0	5
Scaniabadplatsen	0	0
Sundspromenaden	0	0
Ribersborg, Kallbadhuset	0	0
Sibbarps kallbadhus	0	0
Sibbarp, Barnviken	0	0

Tabell 7-4. Antal sommark dagar (20 juni - 21 augusti kl. 08-20) med riskerna 0,01% och 1% för **campylobacter**-infektion för personer med svagt respektive normalt immunförsvar. Antal dagar med smittorisk på 1% anges inom parentes. Smittorisken var aldrig 5 %.

campylobacter	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes. Normalt immunförsvar.	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes. Svagt immunförsvar.
Vikhögshamn	0	0
Långa bryggan i Bjärred	0	0
Habo Ljungs camping	1	4
Lomma Norra	0	8
Hamnhusen, T-bryggan	0	9
Scaniabadplatsen	0	1
Sundspromenaden	0	0
Ribersborg, Kallbadhuset	0	0
Sibbarps kallbadhus	0	0
Sibbarp, Barnviken	0	0

Tabell 7-5. Antal sommark dagar (20 juni - 21 augusti kl. 08-20) med riskerna 0,01 % och 1 % för **norovirus**-infektion (vänster) och med **rotavirus**-infektion (höger). Smittorisken är densamma för normalt och nedsatt immunförsvar. Antal dagar med smittorisk på 1% anges inom parentes. Smittorisken var aldrig 5 %.

	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes.	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes.
	Norovirus	Rotavirus
Vikhögs hamn	1	0
Långa bryggan i Bjärred	8	1
Habo Ljungs camping	24	17
Lomma Norra	35	21
Hamnhusen, T-bryggan	40	31
Scaniabadplatsen	11	9
Sundspromenaden	8	6
Ribersborg, Kallbadhuset	8	5
Sibbarps kallbadhus	7	5
Sibbarp, Barnviken	6	5

8 Referenser

- /1/ Sweco Environment AB, 2020, *Miljökonsekvensbeskrivning och teknisk beskrivning till tillståndsansökan för vattenverksamhet i Norra hamnen, Malmö*, BILAGA B – MKB & TB
- /2/ DHI, 2023, *Modellerad påverkan från två alternativa framtida punkter P6B och P6C*. framtagen för VA SYD
- /3/ Granéli, W., 1992, *Below-halocline oxygen consumption in the Kattegat*, Hydrobiologia, Volume 235:1, pp 303-310
- /4/ Åström, J., Rundahl, P., Smittspridning från avloppsreningsverk – QMRA som beslutstöd vid ombyggnation av Arvidstorps reningsverk, *Vatten – Journal of water management and research*, 74:4: 2018
- /5/ DHI, 2015, PM Riskanalys av utsläpp från Ängelholms reningsverk, Komplettering nr. 1, Sannolikheten för infektion. Uppdrag utfört åt Ängelholms avloppsreningsverk
- /6/ Berglund, B., Dienus, O., Sokolova, E., Berglind, E., Matussek, A., Pettersson, T.J.R., Lindgren, P-E. (2017). Occurrence and removal efficiency of parasitic protozoa in Swedish wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, 598, 821-827
- /7/ DHI, 2015, Bilaga 4 till PM Riskanalys av utsläpp från Ängelholms reningsverk, Uppdrag utfört åt Ängelholms avloppsreningsverk
- /8/ EU-kommissionen (2002) Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om kvaliteten på badvatten. (KOM(2002) 581 slutlig, 2002/0254 (COD)
- /9/ Pettersson T., Forss M., Åström J., Pott B-M., Almqvist H. (2017). Vidareutveckling av QMRA-verktyget – fas 1, SVU-projekt genom DRICKS-programmet vid Chalmers. SVU rapport 2017-09.
- /10/ DHI, 2021, *Badvattenutredning för Malmö, Modellerad påverkan av bräddpunkters påverkan på badvattenkvaliteten, Scaniabadet, Sundspromenaden, Ribersborg, Sibbarps kallbadhus, Barnviken och Klagshamn*.
- /11/ WSP, 2023, *Påverkan av miljöstatus för ytvatten vid utsläpp av renat avloppsvatten till två skånska vattendrag*. BILAGA M 6.1 Recipientutredning.

BILAGA M6.3, MODELLERAD PÅVERKAN FRÅN TVÅ ALTERNATIVA FRAMTIDA PUNKTER P6B OCH P6C

MAXIMA
Projekt tillstånd
Tillståndshandling
Miljöbalken

2023-05-30

Slutversion



8178-TH-MB-UR-M6.3 Sjölunda framtid P6B och P6C ver 2.0.docx

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.3-001

Utgåva: 2.0

Titel: Bilaga M6.3, Modellerad påverkan från två alternativa framtida punkter P6B och P6c

Status: Slutversion

Kontaktperson: Lena Hellberg, VA SYD

Dokumenttyp: Underlagsrapport

Dokument-ID: 8178-TH-MB-UR-M6.3-001

Upprättad av: DHI

Författare: Sofia Hjalmarsson

Datum: 2022-03-11

Reviderad av: DHI

Författare: Cecilia Gustafsson

Utgåva: 2.0

Datum: 2023-05-30

Revisionshistorik i tabell

Datum	Utgåva	Orsak till revidering	Utfört av
2023-05-30	2.0	Slutlig handling ny omfattning	Cecilia Gustafsson, DHI
2022-03-11	1.0	Slutlig handling inklusive tunnel från Lund	Sofia Hjalmarsson, DHI

Innehållsförteckning

1	Sammanfattning	3
2	Metodik för spridningsmodellering	4
2.1	Underlag	6
3	Belastning för alternativpunkt P6B.....	7
3.1	Totalkväve under sommarperioden, P6B	8
3.2	Totalkväve och DIN under vinterperioden, P6B	9
3.3	Totalfosfor under sommarperioden, P6B	10
3.4	Totalfosfor och DIP under vinterperioden, P6B.....	11
3.5	Utspädning i recipienten, P6B.....	12
4	Alternativpunkt P6C.....	13
4.1	Totalkväve under sommarperioden, P6C	14
4.2	Totalkväve och DIN under vinterperioden, P6C.....	15
4.3	Totalfosfor under sommarperioden, P6C	16
4.4	Totalfosfor och DIP under vinterperioden, P6C.....	17
4.5	Utspädning i recipienten för P6C	18
5	Påverkan på recipienten	19
5.1	Beräkning av det renade avloppsvattnets bidrag till halterna av näringsämnen i recipienten 19	
5.2	Beräkning av det renade avloppsvattnets påverkan på näringsämnesstatusen i recipienten 21	
5.2.1	Statusklassning av näringsämnen i Lommabukten	21
5.3	Påverkan på statusklassning av näringsämnen i recipienten	22
5.4	Påverkan på vattenförekomsten Malmö hamnområde	24
5.5	Jämförelse av påverkan på Tågarps hed mellan P6B och P6C.....	24
6	Syrgasförbrukning i bottenvattnet	26
7	Påverkan på badvattenkvalitet.....	28
7.1	Intestinala indikatorbakterier enligt badvattendirektivet	29
7.2	Bedömning av smittorisk	30
7.3	Smittorisk vid närliggande badplatser	31
8	Referenser	34

Förteckning över bilagor

Rapporten innehåller inga bilagor

1 Sammanfattning

Rapporten redovisar genom spridningsmodellering hur utsläpp från två olika alternativa utsläppspunkter för Sjölunda avloppsreningsverk (P6B och P6C) kommer att spridas och spädas i recipienten samt den påverkan det har på Lommabukten. Punkterna P6B och P6C ligger i linje med nuvarande utsläppsledning, men längre ut från kusten.

Modelleringen omfattar totalkväve- och totalfosforhalter, löst oorganiskt kväve (DIN), löst oorganiskt fosfor (DIP) samt utspädning av ett fiktivt spårämne i recipienten. Även spridning av intestinala bakterier och smittämnen har modellerats för att utvärdera påverkan på badplatserna runt Sjölunda avloppsreningsverk.

För framtiden redovisas resultat för en utsläppt halt om 6 mg/l kväve, 0,2 mg/l fosfor och 6 mg/l BOD₇ samt för de alternativa halterna 4 mg/l kväve och 0,1 mg/l fosfor.

Modelleringen har utförts för ett helt år och resultaten för näringsämnen redovisas som medlet för 0–10 m djup (eller till botten om grundare) för sommar och vinter. Valet av parametrar och perioder utgår från Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2019:25. Medelhalten på 0–10 m representerar den påverkan som Sjölunda avloppsreningsverk har på statusklassningen av näringsämnen.

Resultaten för utsläppspunkt P6B och en utsläppt halt på 6 mg/l totalkväve och 0,2 mg/l totalfosfor visar att påverkan på de grunda områdena kommer minska signifikant. Påverkan vid mätstationerna ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11 som ligger i södra Lommabukten, i det grunda området kommer minska till mindre än hälften av den påverkan man har idag. Även utspädningen kommer ha ett spridningsmönster som ger mindre påverkan i hela det grunda området än man har i nuläget med de två inlandsverken Borgeby och Svedala inräknade.

För punkten P6C, som ligger närmre nuvarande utsläppspunkt, kommer man med samma halter ha mer än dubbelt så stor påverkan på Tågarps hed än för P6B. Det beror på att kustströmmen når utsläppsplymen och börjar dra den in mot land. Utspädningen från P6C ger ett något bättre spridningsmönster om man ser på hela det grunda området än för nuläget, men man har sämre utspädning än för P6B.

Ingen av utloppspunkterna riskerar att sänka en klassgräns för någon av de ingående parametrarna i kvalitetsfaktorn näringsämnen.

De syrgasförbrukande ämnen som följer med det renade vattnet ut från Sjölunda avloppsreningsverk, oavsett utsläppspunkt, kommer leda till en syrgasförbrukning på runt 1 µg/l och dag under 10 m djup. Det är så låga halter att det inte kommer påverka syrgasförhållandena i Lommabukten.

Med det renade vattnet följer även smittämnen som kan påverka badplatser i närområdet. Modelleringar av de intestinala indikatorbakterierna, E. coli och intestinala enterokocker, som ingår i badvattenförordningen (2008:218) visar på att utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk inte utgör någon risk för att gränsen för tjänligt badvatten överskrids oavsett punkt.

De smittämnen som modellerats är parasiter (cryptosporidium), bakterier (campylobacter) och virus (norovirus, rotavirus). I förarbetena till badvattendirektivet accepteras en risk på 1–5 % för att insjukna i mag- och tarmsjukdom efter bad. Modelleringen visar att utsläpp från punkt P6B inte medför att någon sommardag har en risk för infektion motsvarande 1 %. Utsläpp från P6C har större påverkan på

stränderna och där uppgår risken till 1 % (men mindre än 5 %) för campylobacter samt norovirus några enstaka dagar på sommaren. Mest utsatta är stränderna vid Lomma.

2 Metodik för spridningsmodellering

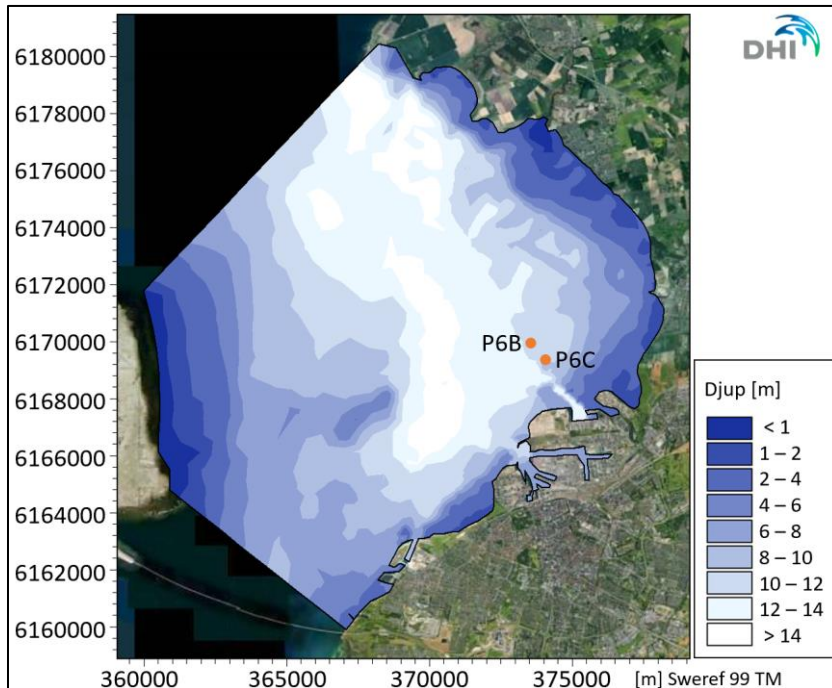
För att beräkna temperaturskiktningen och strömningsförhållandena i vattnet kring Lommabukten har en beräkningsmodell för väderåret 2016 (1 januari 2016–1 januari 2017) byggts upp med programvaran MIKE 3 by DHI. Utifrån dataunderlag från VA SYD på flödet av utgående vatten samt halter i det utgående vattnet för framtida förhållanden (år 2045) har spridningen av ämnen modellerats. En beskrivning av modelluppställningen finns i rapporten där nuläget och ett nollalternativ för Sjölunda avloppsreningsverk har modellerats (ref /1/).

I denna rapport modelleras två alternativa utloppspunkter P6B och P6C. Dessa alternativa punkter ligger längre ut från kusten på en rak linje från de befintliga punkterna, precis norr om farleden. Avståndet mellan punkterna är ungefär 700 m. Inför valet av alternativa punkter gjordes en kartering med punkter som följde en rak linje från nuvarande utloppspunkter. Punkterna på linjen modellerades grovt för att ge en översiktlig bild av förväntat påverkansområde. Punkterna P6B och P6C bedömdes ha potential att minska näringsbelastningen på de grunda områdena närmast kusten utan att utloppsledningen behöver gå över botten som Sjöfartsverket har anspråk på. Koordinaterna för punkterna anges i Tabell 2-1 och placeringen visas i Figur 2-1. Om man tittar på de begränsningar som finns i Lommabukten i form av farleder och ankringsplatser är det endast i området runt P6B och P6C som man har möjlighet att lägga en punkt utan att utsläppsplymen med en gång följer med kustströmmen in mot land. Skulle utsläppspunkten flyttas för långt norrut kommer utsläppet istället dras in mot den norra kusten i Lommabukten och påverka de skyddade områdena utanför Bjärred.

Tabell 2-1. Koordinater för de två alternativa utloppspunkterna i SWEREF 99 TM.

Punkt	X-koordinat	Y-koordinat
P6B	373550	6169960
P6C	374055	6169438

Figur 2-1. De alternativa utloppspunkternas placering.



I modellsimuleringen betraktas näringsämnen som konservativa. Det innebär att utsläppt kväve och fosfor endast omvandlas inom sitt respektive kretslopp. Inga processer som för ut näringsämnen ur systemet t ex sedimentering, denitrifikation, makroalgers upptag samt större djurs betning av alger ingår i modellen. Halten av näringsämnet beror därmed på transport med strömmarna och utspädning genom omblandningen av vattnet. Andra faktorer så som vattentemperaturen har endast en indirekt effekt genom dess påverkan på framförallt skiktningen. I och med att de processer som för bort näringsämnen ur vattnet inte modelleras kommer halterna överskattas något. Detta innebär att ur ett miljöperspektiv är det troligare att påverkan överskattas snarare än underskattas.

Syrgasförbrukande ämnen sprids i modellen som suspenderade ämnen. Nedbrytningen av de syrgasförbrukande ämnena utgår från halten BOD₇, men eftersom nedbrytningen är temperaturberoende varierar nedbrytningen med temperaturen i den hydrodynamiska modellen. Resultaten presenteras som syrgasförbrukningen per dag i bottenvattnet.

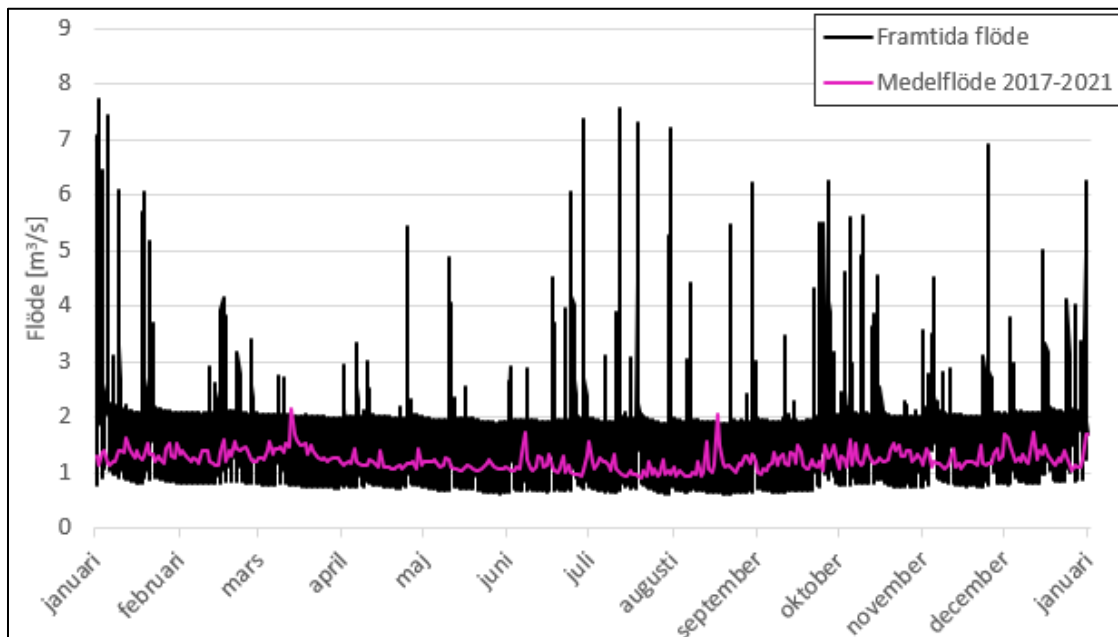
2.1 Underlag

Sökanden har levererat data för utgående flöde och halter av näringsämnen från Sjölunda avloppsreningsverk för framtidsscenarioet. För det utgående flödet användes ett modellerat scenario, Figur 2-2. De modellerade halterna finns angivna i Tabell 2-2 nedan.

Tabell 2-2. Sammanfattning av dataunderlag och simuleringar i studien.

Modellkörning	Utgående flöde Sjölunda ARV	Kväve	Fosfor	BOD ₇	Utspädning	Smittämne
Framtida alternativpunkter P6B och P6C	Tidsserie, se Figur 2-2	6 mg/l	0,2 mg/l	6 mg/l	Ja	Ja
Alternativa halter		4 mg/l	0,1 mg/l			

Figur 2-2. Utgående flöde för framtida scenario som modellerats för de två alternativa utloppspunkterna P6B och P6C, visat i svart. Som jämförelse medelflöde för 2017–2021 som använts för modelleringen av nutida påverkan (lila).



3 Belastning för alternativpunkt P6B

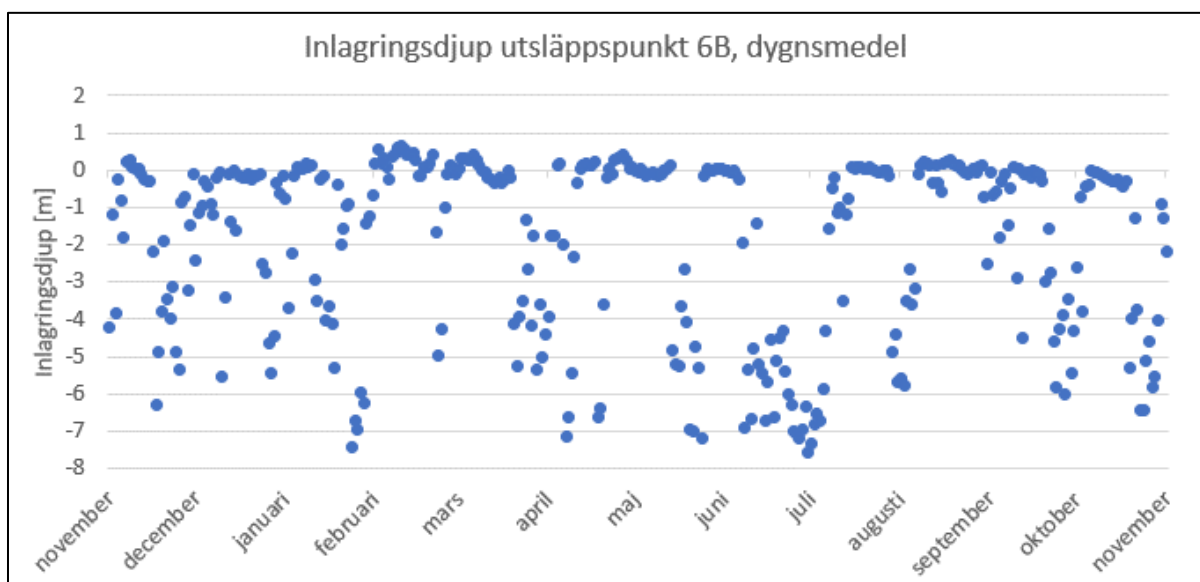
I detta kapitel presenteras fullständiga spridningskartor för framtida flöde och en konstant halt på 6 mg/l totalkväve och 0,2 mg/l totalfosfor samt för de alternativa halterna 4 mg/l totalkväve och 0,1 mg/l totalfosfor.

De två avloppsreningsverken, Borgeby och Svedala, som ingår i nutidsscenarioet och har sin utsläppspunkt i vattendrag har i detta scenario avvecklats och avloppsvattnet överförs till Sjölunda avloppsreningsverk.

Generellt gäller för punkt P6B att utsläppet inte dras in i kustströmmarna på samma sätt som för nuvarande utsläppspunkt. Plymen späds ut mer och blir inte lika koncentrerad in mot land.

Utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk har generellt en lägre densitet än saltvattnet i recipienten och stiger därför oftast upp till ytan. Djupet som utsläppet stiger till beräknas i modellen utifrån omgivande vattens densitet och skiktning, och redovisas i Figur 3-1. 57 % av tiden (baserat på dygnsmedel) kommer utsläppet lagra in i den översta metern.

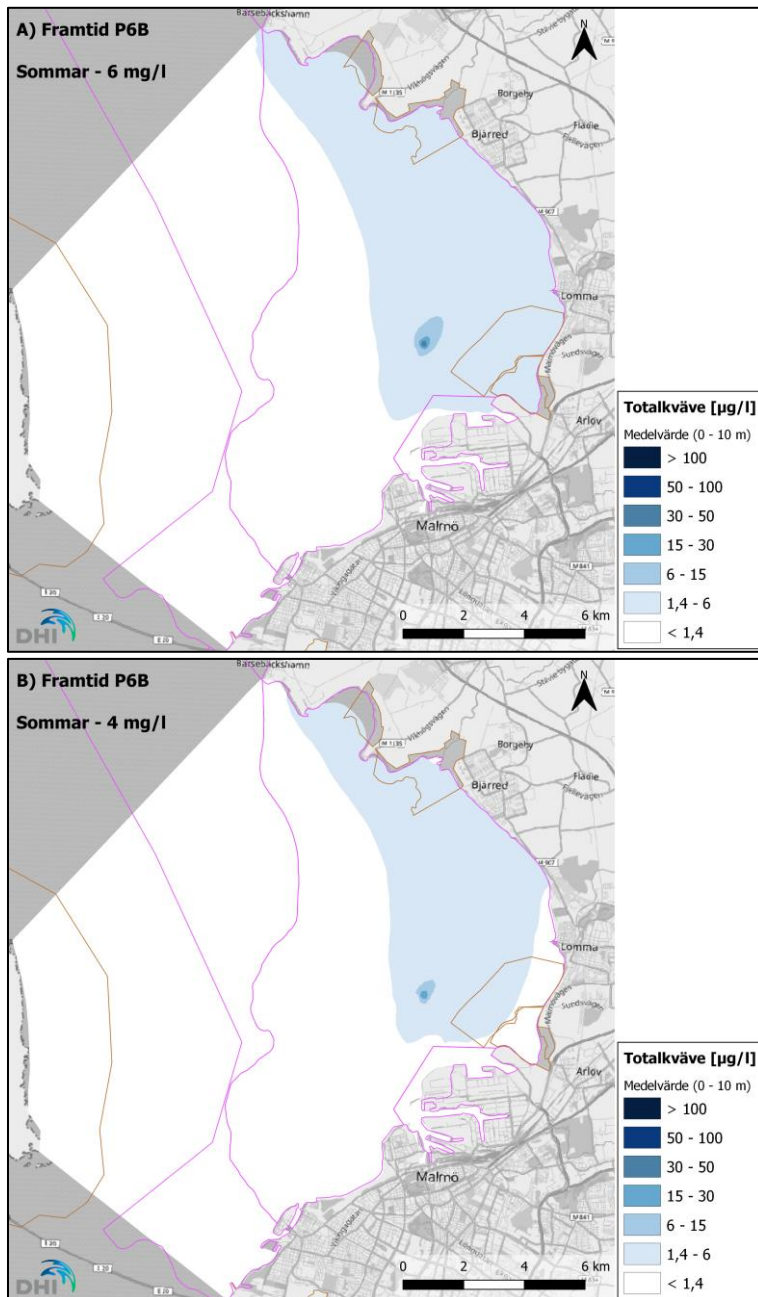
Figur 3-1. Inlagringsdjupet för utsläppet från alternativpunkt P6B



3.1 Totalkväve under sommarperioden, P6B

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6B kommer halten totalkväve vid kusten minska jämfört med nuvarande utloppspunkter. Idag tillför Sjölunda avloppsreningsverk tillsammans med Borgeby och Svedala mellan 6–15 µg/l (ca 0,5–1 µmol/l) som medelvärde i de grunda områdena. Denna påverkan kommer minska till under 6 µg/l (ca 0,5 µmol/l).

Figur 3-2. Framtida påverkansområde av totalkväve från P6B på 0-10 m djup under sommarmånaderna (jun-aug). a) 6 mg/l och b) 4 mg/l. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



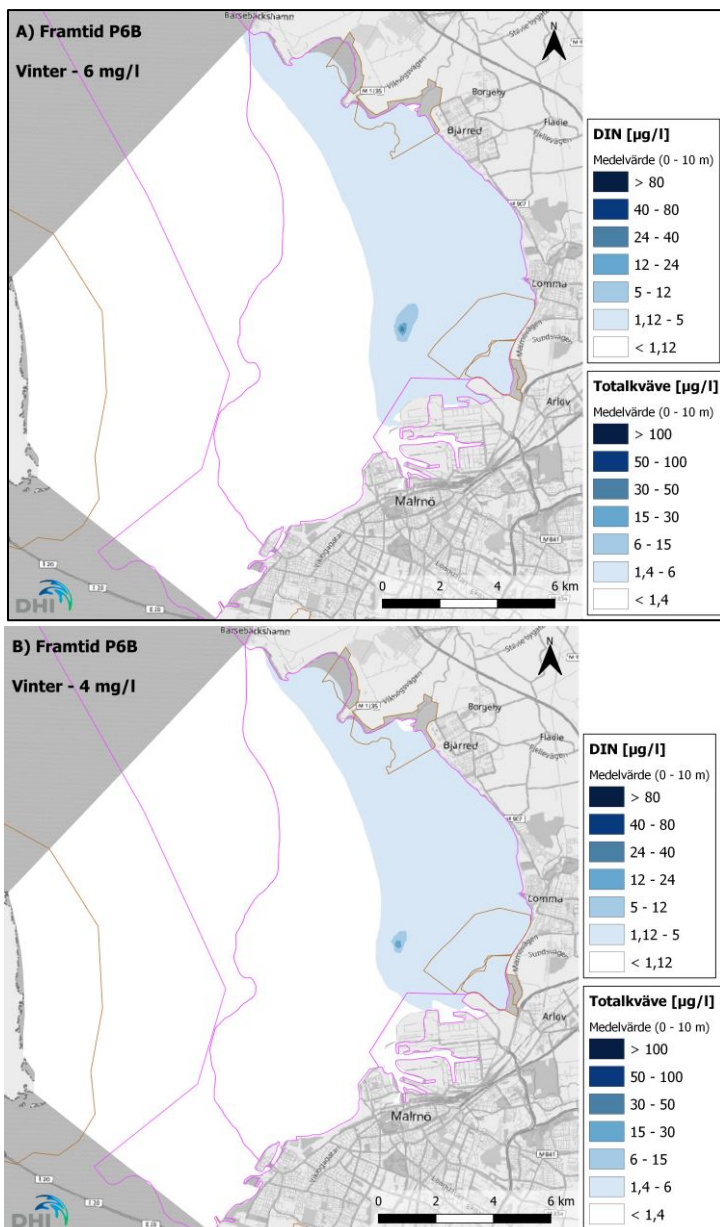
3.2 Totalkväve och DIN under vinterperioden, P6B

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6B kommer halten av totalkväve vid kusten och i de skyddande områdena som ligger där minska jämfört med nuvarande utsläpp. Idag tillför Sjölunda avloppsreningsverk tillsammans med Borgeby och Svedala mellan 15–30 µg/l (ca 1–2 µmol/l) som medelvärde i de grunda områdena. Denna påverkan kommer minska till under 6 µg/l (ca 0,5 µmol/l).

Skillnaden mellan sommar och vinter blir också mindre än i nuläget.

För det mer biotillgängliga lösta kvävet (DIN), där Sjölunda avloppsreningsverk står för 15-20 % av påverkan vid mätstationerna ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11 (Figur 5-1 och Tabell 5-1) tillför Sjölunda avloppsreningsverk idag halter på mellan 12–24 µg/l (ca 1–1,5 µmol/l) närmast kusten. Denna påverkan kommer sjunka till under 5 µg/l (ca 0,5 µmol/l).

Figur 3-3. Framtida påverkansområde av totalkväve och DIN från P6B på 0-10 m djup under vintermånaderna (dec-mars) a) 6 mg/l och b) 4 mg/l. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.

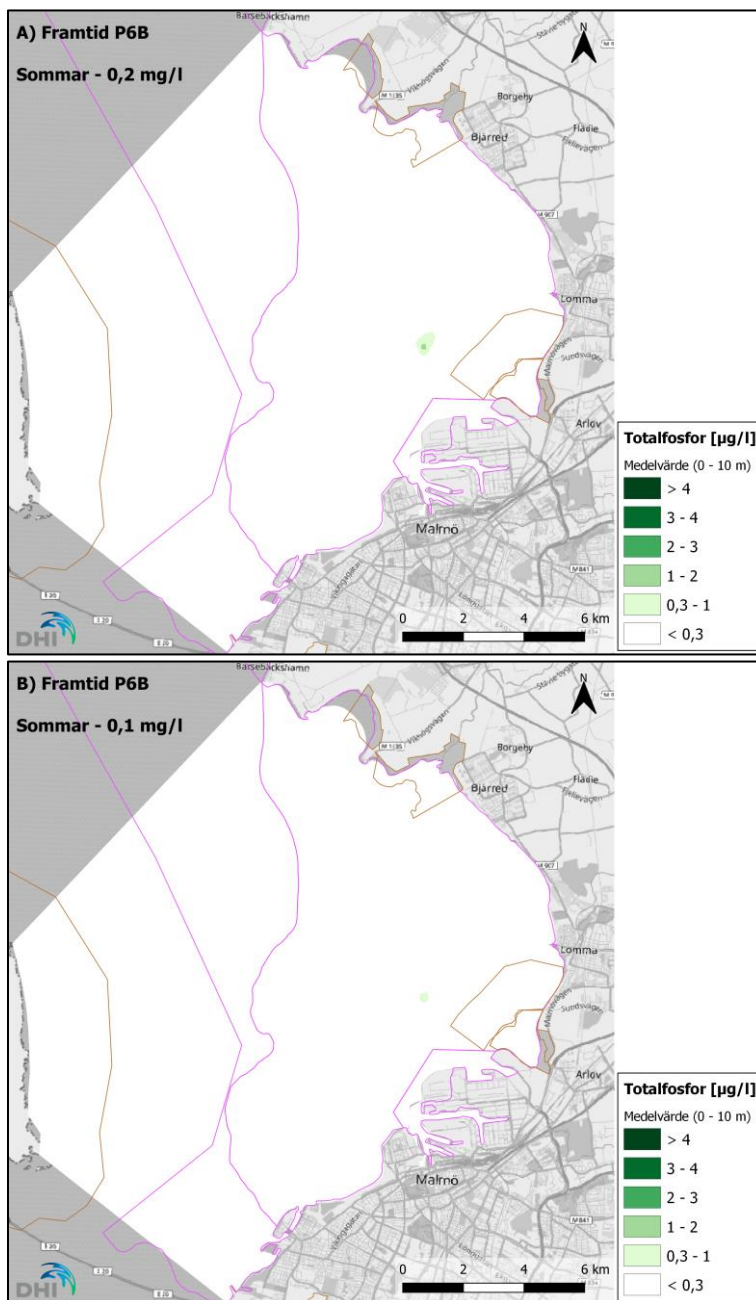


3.3 Totalfosfor under sommarperioden, P6B

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6B kommer halten av totalfosfor vid kusten som Sjölunda avloppsreningsverk tillför bli under 0,3 µg/l (0,01 µmol/l) vilket är den minsta noggrannheten på fosformätningar i SMHIs databas.

Jämfört med nuvarande utsläpp kommer de största förbättringarna ske i Tågarps hed även om förbättringen är liten då mindre än 1 µg/l (0,03 µmol/l) tillförs området idag.

Figur 3-4. Framtida påverkansområde av totalfosfor från P6B på 0-10 m djup under sommarmånaderna (jun-aug) a) 0,2 mg/l och b) 0,1 mg/l. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



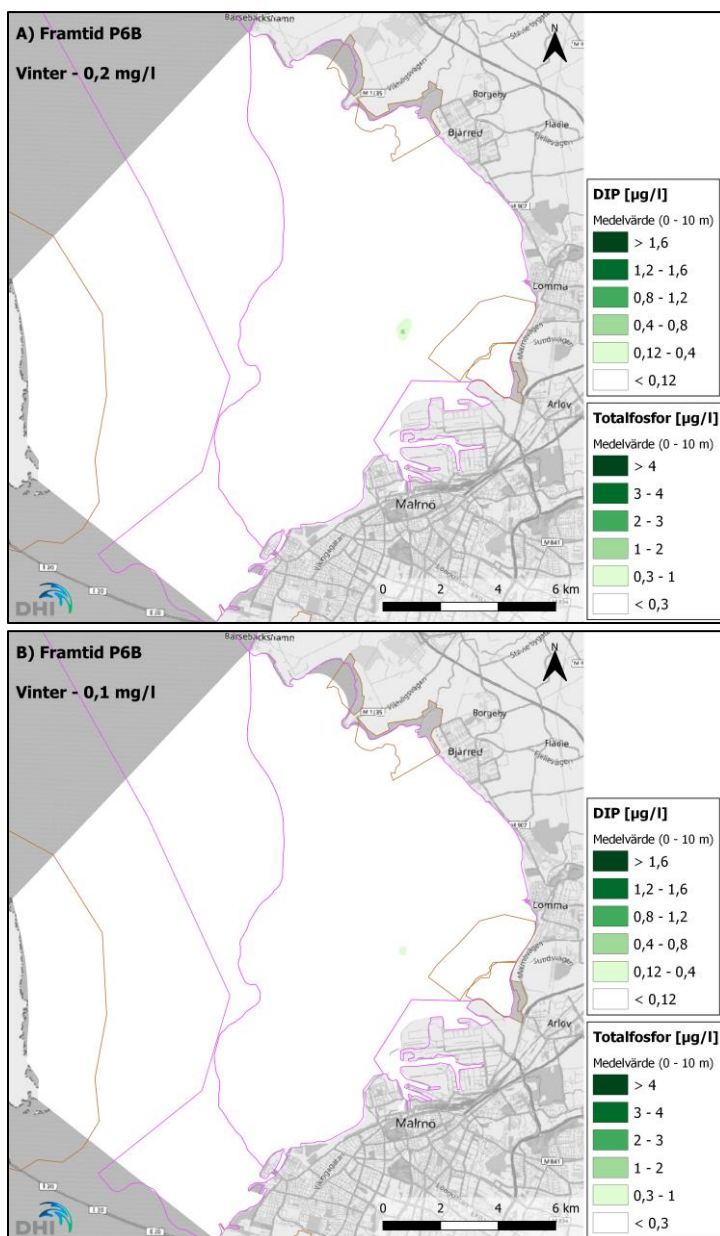
3.4 Totalfosfor och DIP under vinterperioden, P6B

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6B kommer den halt totalfosfor vid kusten som Sjölunda avloppsreningsverk tillför bli under 0,3 µg/l (0,01 µmol/l) vilket är den minsta noggrannheten på fosformätningar i SMHIs databas.

Skillnaden mellan sommar och vinter blir mindre än i nuläget och jämfört med nuvarande utsläpp kommer förbättringarna ske i och norr om Tågarps hed. I nuläget tillförs de grunda områden halter på mellan 0,3–1 µg/l från Sjölunda avloppsreningsverk tillsammans med Borgeby och Svedala.

För den mer biotillgängliga lösta fosfor har avloppsreningsverken i nuläget inte samma påverkan på recipienten som man har för DIN och de tillförda halterna är låga, under 0,5 µg/l (0,02 µmol/l) både i nuläget och för punkt P6B.

Figur 3-5. Tillförda halter av totalfosfor och DIP på 0-10 m djup under vintern (dec-mar) för P6B
a) 0,2 mg/l och b) 0,1 mg/l. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



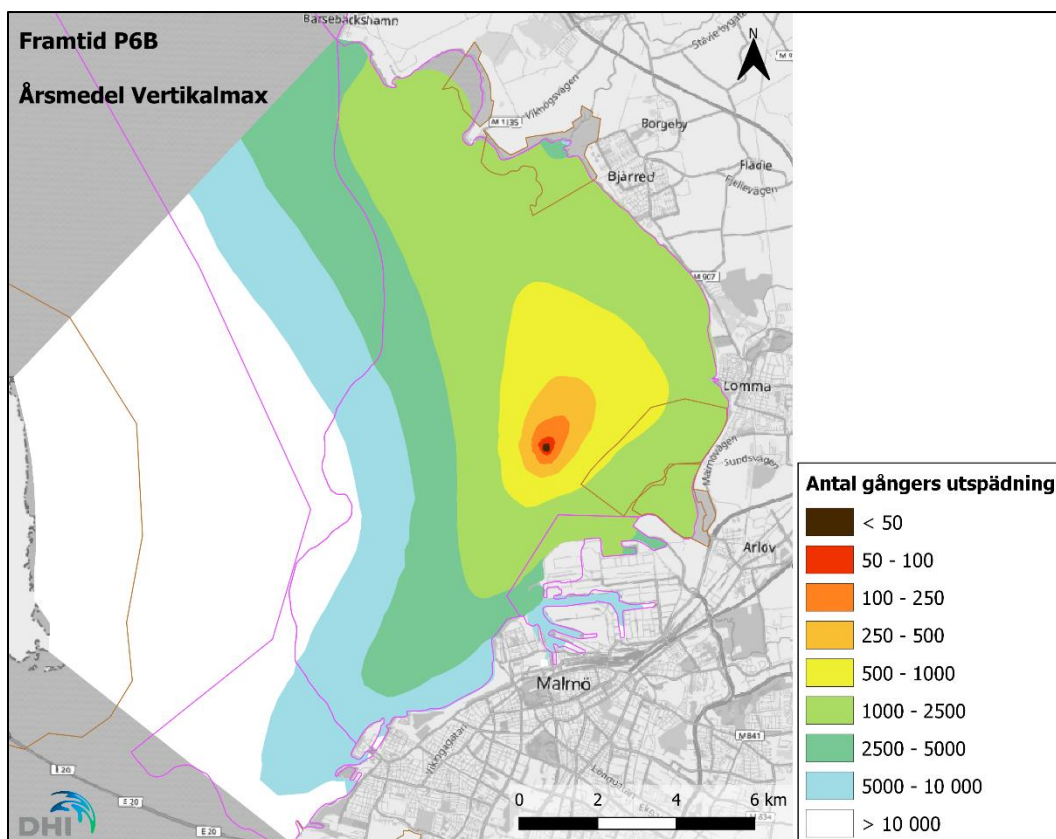
3.5 Utspädning i recipienten, P6B

I Figur 3-6 nedan visas årsmedelvärdet av minsta utspädning oavsett djup för ett ospecificerat spårämne som följer med avloppsvattnet ut från Sjölunda avloppsreningsverk via alternativpunkt P6B.

Kartan kan användas för att beräkna halten av inerta ämnen som följer med det renade vattnet ut i recipienten. Kartan är anpassad för att användas till halter av särskilt förorenande ämnen eller prioriterade ämnen enligt HVMFS 2019:25 eftersom gränsvärdena för dessa ämnen inte är kopplade till något specifikt djup.

I nuläget späds det renade vattnet från Sjölunda avloppsreningsverk ut ungefär 250–2 500 gånger i de kustnära områdena. I framtidsscenarioet kommer utspädningen minska runt utsläppspunkt P6B vilket till stor del är en följd av att det utgående flödet ökar. I nuläget har man dock även avloppsreningsverken Borgeby och Svedala vars renade vatten påverkar området närmast kusten. För ett ämne som släpps ut i samma halt från Sjölunda avloppsreningsverk och Borgeby eller Svedala innebär det att påverkansområdet bli mindre än idag.

Figur 3-6. Utspädning för ett spårämne som följer med det renade vattnet från Sjölunda avloppsreningsverk. Årsmedelvärde för högsta halten oavsett djup. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med bruna.



4 Alternativpunkt P6C

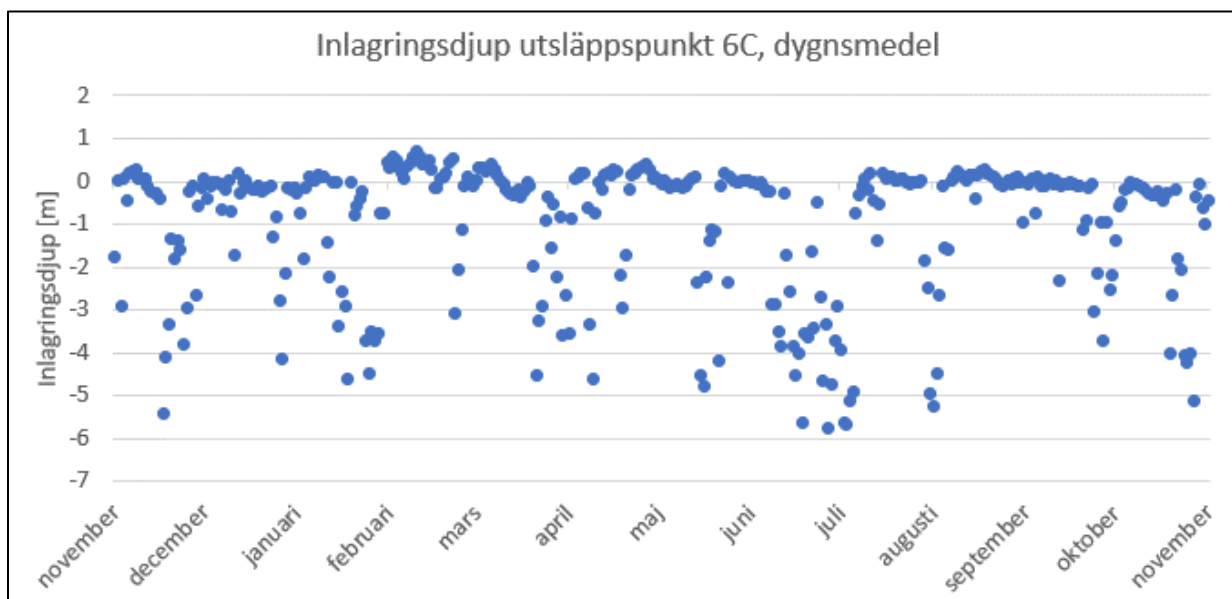
I detta kapitel presenteras fullständiga resultat för punkten P6C som ligger halvvägs mellan P6B och nuvarande utsläppspunkt. Dessutom görs en jämförelse av belastningen på Tågarps hed mellan P6B och P6C.

De två avloppsreningsverken som ingår i nutidsscenario, Borgeby och Svedala, som har sin utsläppspunkt i vattendrag har i detta scenario avvecklats och avloppsvattnet överförs till Sjölunda avloppsreningsverk.

Generellt för punkt P6C är att utsläppet börjar dras med kustströmmarna in mot land mer än för alternativet P6B. Plymen kommer dock spädas ut mer än för nuläget och blir inte lika koncentrerad in mot land.

Utsläppet från reningsverket har generellt en lägre densitet än saltvattnet i recipienten och stiger därför oftast upp till ytan. Djupet som utsläppet stiger till beräknas i modellen utifrån omgivande vattens densitet och skiktning, och redovisas i Figur 4-1. 70 % av tiden kommer ett utsläpp från P6C att lagras in i den översta metern till skillnad från 57 % av tiden för P6B.

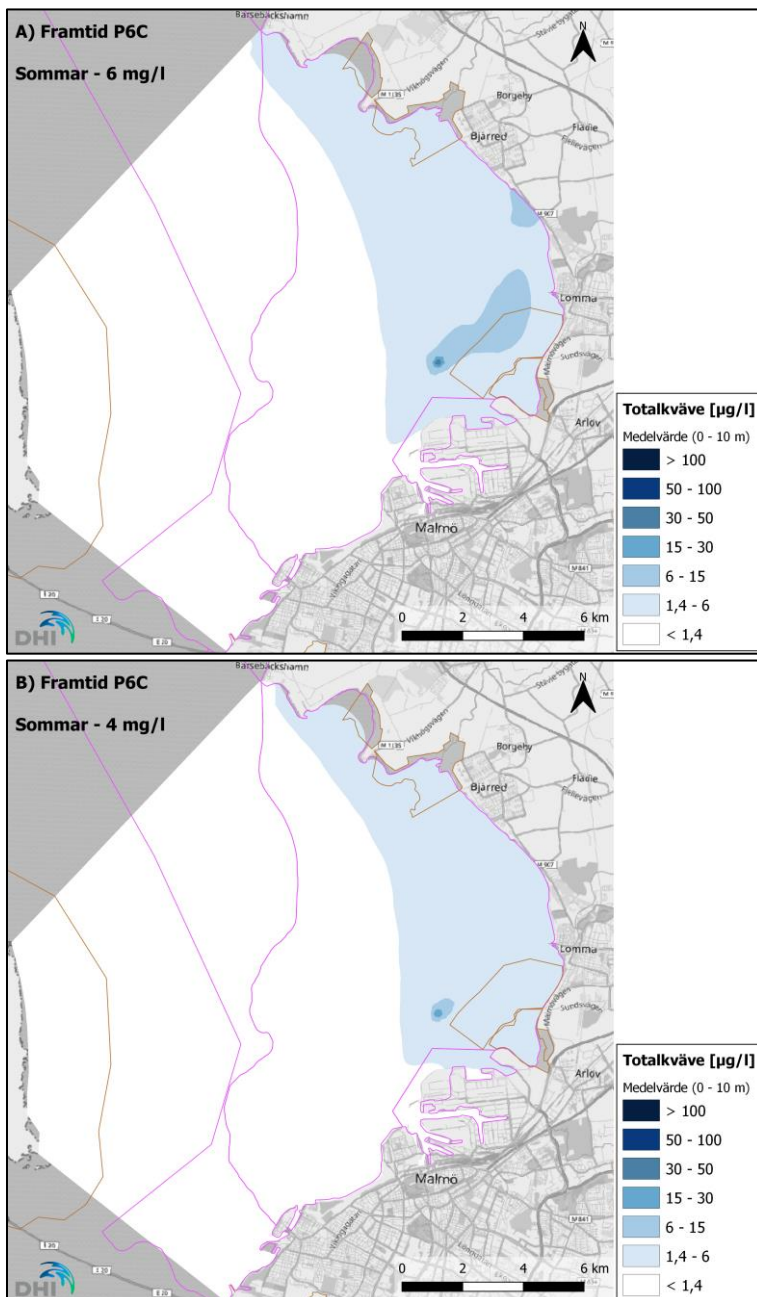
Figur 4-1. Inlagringsdjupet för utsläppet från alternativpunkt P6C.



4.1 Totalkväve under sommarperioden, P6C

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6C kommer halten totalkväve vid kusten minska jämfört med nuvarande utsläpp. Idag tillför Sjölunda avloppsreningsverk tillsammans med Borgeby och Svedala mellan 6–15 µg/l (ca 0,5–1 µmol/l) som medelvärde i de grunda områdena. Denna påverkan kommer med en utsläppt halt på 6 mg/l minska till under 6 µg/l (ca 0,5 µmol/l). Belastningen på Tågarps hed blir mellan 6-15 µg/l jämfört med under 6 µg/l för P6B. För att uppnå samma halter som för P6B i Tågarps hed krävs den alternativa utgående halten på 4 mg/l

Figur 4-2. Framtida påverkansområde av totalkväve från P6C på 0-10 m djup under sommarmånaderna (jun-aug). a) 6 mg/l och b) 4 mg/l. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



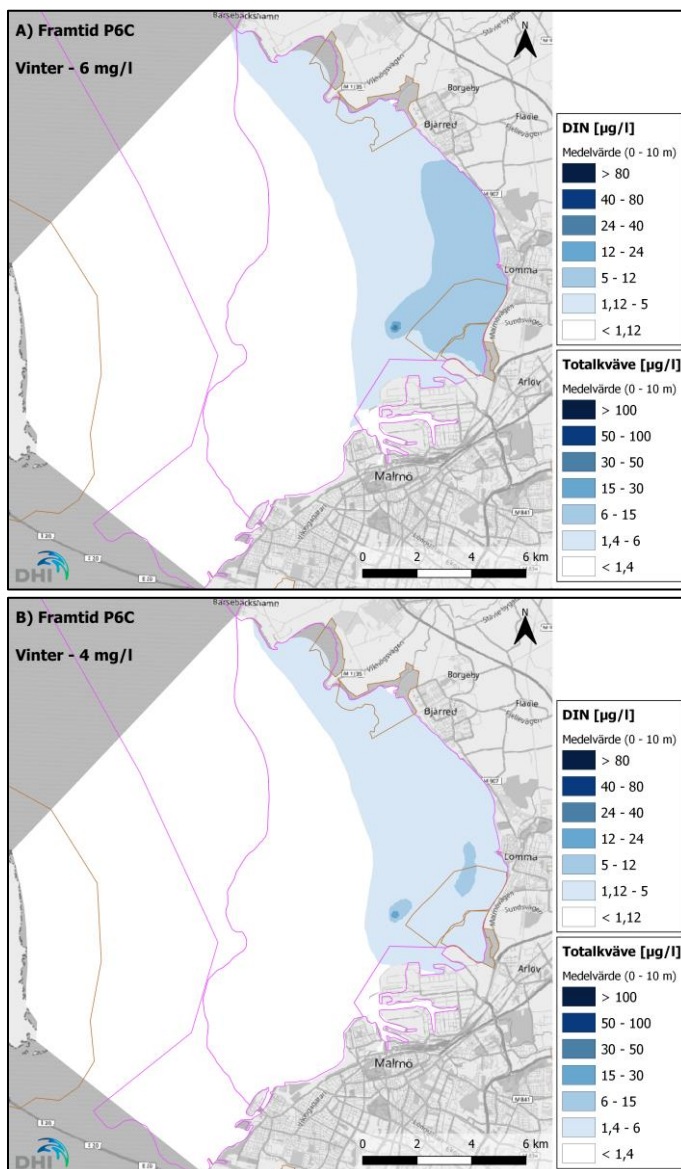
4.2 Totalkväve och DIN under vinterperioden, P6C

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6C kommer halten totalkväve vid kusten och i de skyddande områdena som ligger där minska jämfört med nuvarande utsläpp. Idag tillför Sjölunda avloppsreningsverk tillsammans med Borgeby och Svedala mellan 15–30 µg/l (ca 1–2 µmol/l) som medelvärde i de grunda områdena. Med en utsläppt halt på 6 mg/l kommer påverkan minska till 6-15 µg/l (ca 0,5-1 µmol/l).

För det mer biotillgängliga lösta kvävet (DIN), där Sjölunda avloppsreningsverk står för 15-20 % av påverkan vid mätstationerna ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11 (Figur 5-1 och Tabell 5-1) tillför Sjölunda avloppsreningsverk idag halter på mellan 12–24 µg/l (ca 1–1,5 µmol/l) närmast kusten. Denna påverkan kommer sjunka till mellan 5-12 µg/l (ca 0,5-1 µmol/l) i de grunda områdena.

Det krävs att vattnet renas ned till 4 mg/l för att få en likvärdig belastning som för P6B vid Tågarps hed.

Figur 4-3. Framtida påverkansområde av totalkväve och DIN från P6C på 0-10 m djup under vintermånaderna (dec-mars) a) 6 mg/l och b) 4 mg/l. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.

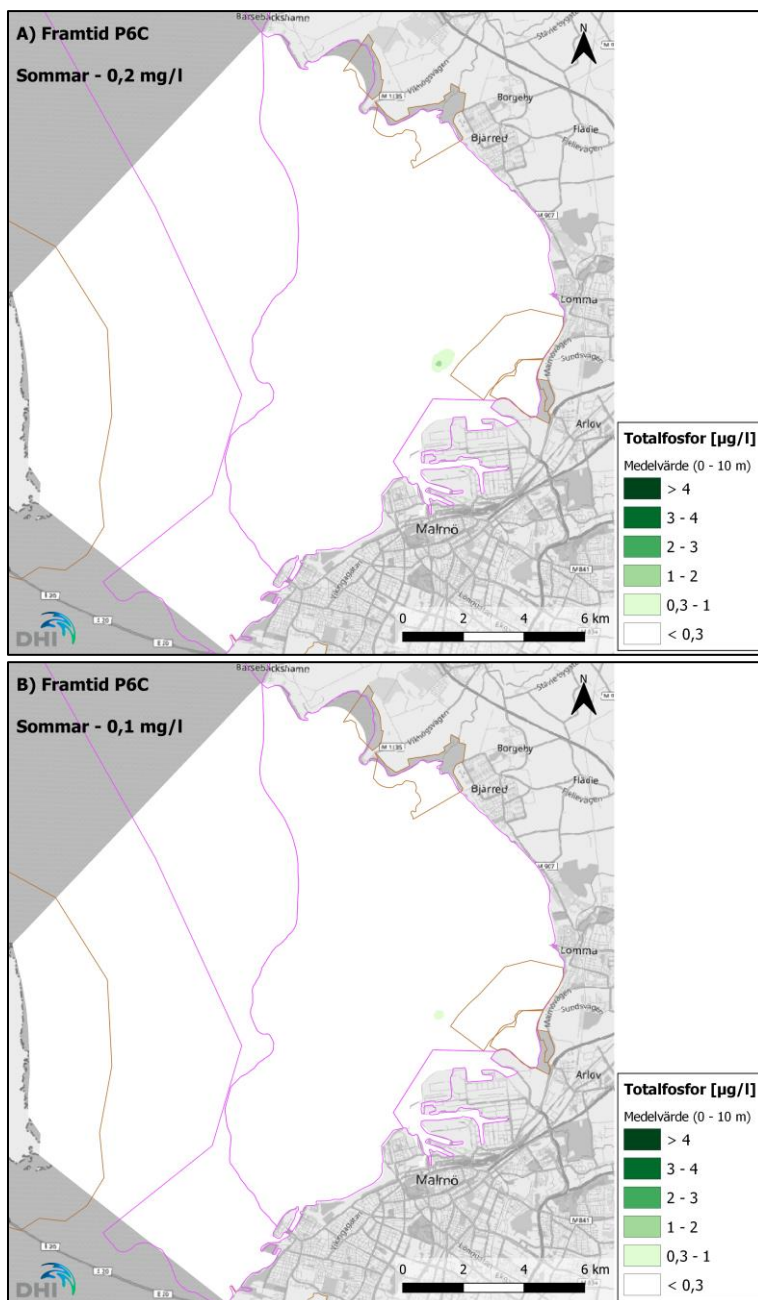


4.3 Totalfosfor under sommarperioden, P6C

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6C kommer halten totalfosfor vid kusten som Sjölunda avloppsreningsverk tillför bli under 0,3 µg/l (0,01 µmol/l) vilket är den minsta noggrannheten som fosformätningar har i SMHIs databas.

För totalfosfor under sommaren är det liten skillnad mellan nuvarande utsläpp och utsläpp av 0,2 mg/l totalfosfor i P6B eller P6C. De största förbättringarna blir i Tågarps hed även om förbättringen även där är liten då mindre än 1 µg/l (0,03 µmol/l) tillförs området idag.

Figur 4-4. Framtida påverkansområde av totalfosfor från P6C på 0-10 m djup under sommarmånaderna (jun-aug) a) 0,2 mg/l och b) 0,1 mg/l. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



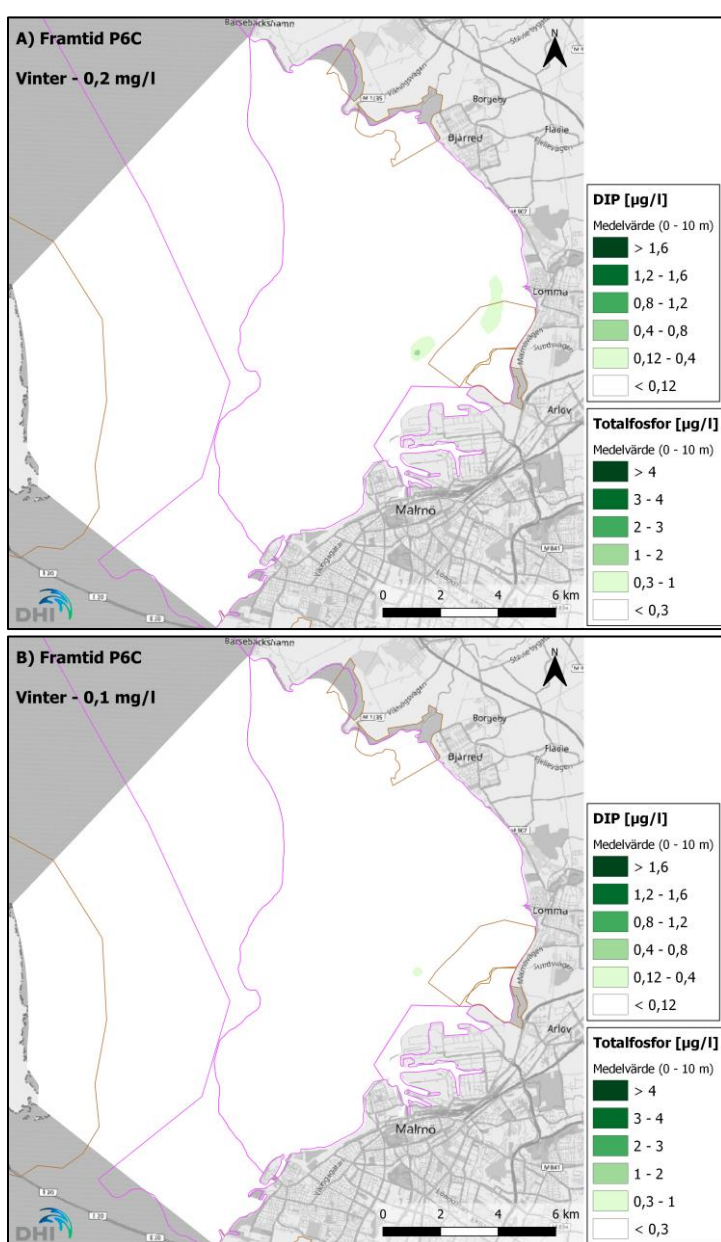
4.4 Totalfosfor och DIP under vinterperioden, P6C

Om utsläppspunkten flyttas till alternativ P6C kommer halten totalkväve vid kusten som Sjölunda avloppsreningsverk tillför bli under $0,3 \mu\text{g/l}$ ($0,01 \mu\text{mol/l}$) vilket är den minsta noggrannheten som fosformätningar har i SMHIs databas.

Jämfört med nuvarande utsläpp kommer förbättringarna med ett utsläpp i P6C ske i Tågarps hed. I nuläget tillförs de grunda områden halter på mellan $0,3\text{--}1 \mu\text{g/l}$ från avloppsreningsverken.

För den mer biotillgängliga lösta fosfor har avloppsreningsverken i nuläget inte samma påverkan på recipienten som man har för DIN och de tillförda halterna är låga, under $0,5 \mu\text{g/l}$ ($0,02 \mu\text{mol/l}$) både i nuläget, P6B och P6C.

Figur 4-5. Tillförda halter av totalfosfor och DIP från P6C på 0-10 m djup under vintern (dec-mar) för a) $0,2 \text{ mg/l}$ och b) $0,1 \text{ mg/l}$. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



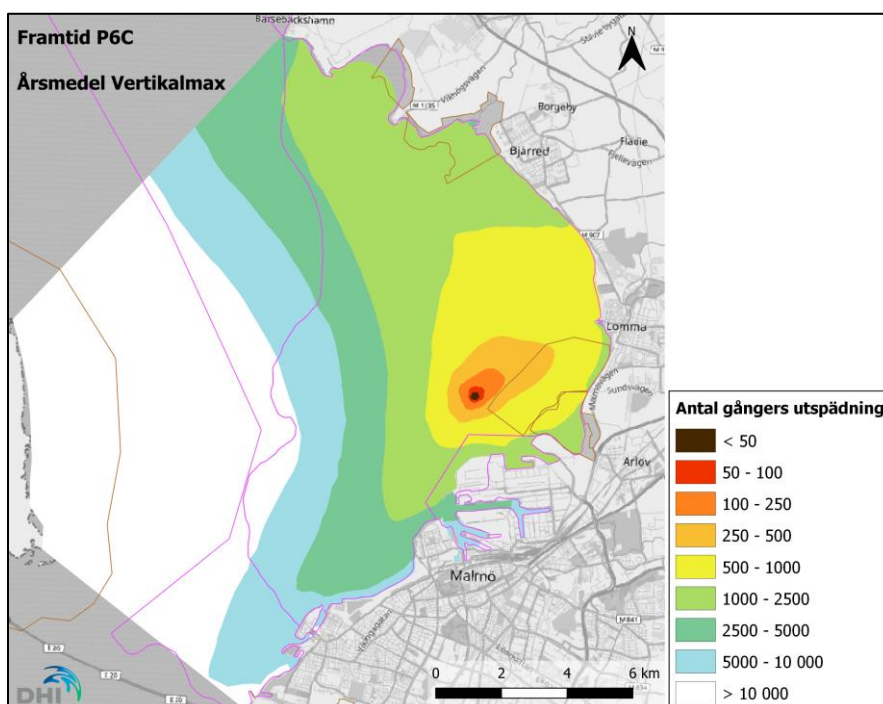
4.5 Utspädning i recipienten för P6C

I Figur 4-6 nedan visas medelutspädning över året för ett ospecificerat spårämne som följer med det renade avloppsvattnet ut från Sjölunda avloppsreningsverk via P6C.

Kartan visar årsmedelvärdet av minsta utspädning sett till hela djupet och kan därmed användas för att beräkna halten av inerta ämnen som följer med det renade vattnet ut i recipienten, t ex särskilt förorenande ämnen eller prioriterade ämnen enligt HVMFS 2019:25.

I jämförelse med P6B (Figur 3-6) kommer ett utsläpp från P6C att ha en större påverkan på naturreservatet Tågarps hed. För P6B blir medelutspädningen vid den ungefärliga gränsen för naturreservatet ungefär 1000 gånger medan för P6C blir utspädningen ungefär 300 gånger.

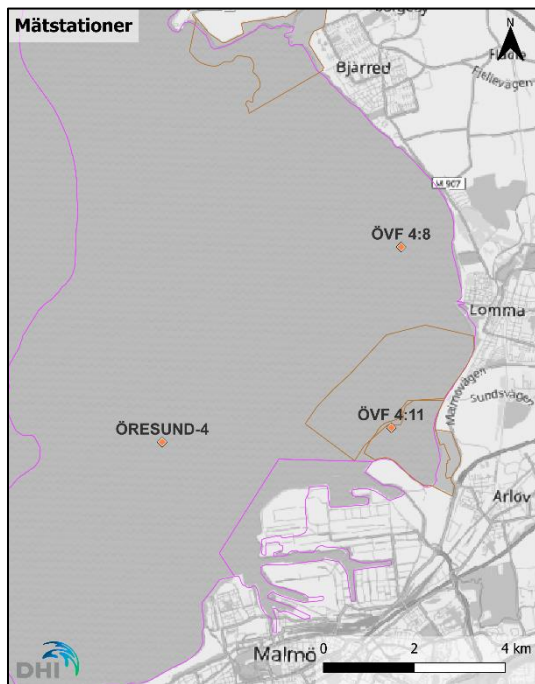
Figur 4-6. Utspädning för ett spårämne som följer med det renade vattnet från Sjölunda avloppsreningsverk. Årsmedelvärde för högsta halten oavsett djup. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med bruna.



5 Påverkan på recipienten

De kustvattenförekomster som påverkas av de alternativa utloppspunkterna är Lommabukten (SE554040-125750) och Malmös hamnområde (SE553757-130820). I Lommabukten finns tre mätstationer ÖVF4:8, ÖVF4:11 och Öresund 4, medan Malmös hamnområde saknar mätstation, se Figur 5-1.

Figur 5-1. Mätstationer för klassning av Lommabuktens vattenförekomst



5.1 Beräkning av det renade avloppsvattnets bidrag till halterna av näringsämnen i recipienten

För att beräkna hur stor andel av den totala tillförseln som Sjölunda avloppsreningsverk står för i recipienten används en metod som bygger på att kombinera modellresultat och mätningar. I modellen beaktas enbart utsläppet från avloppsreningsverket, dvs. inga andra kväve- eller fosforkällor ingår. Det innebär att modellresultaten visar den halt i vattnet som utsläppet från avloppsreningsverket ger upphov till.

Ett mått på avloppsreningsverkets påverkan är att jämföra de modellerade halterna från avloppsreningsverket med uppmätta värden, dvs. hur stor andel av de uppmätta halterna av näringsämnen som har sitt ursprung i avloppsreningsverket.

$$\frac{\text{Modellerad halt i mätstationen}}{5 - \text{årsmedelvärde av halten i mätstationen}}$$

Den modellerade halten är medelvärdet av de modellerade halterna på 0–10 m djup under sommar och vinterperioden.

5-årsmedelvärdet av halten i mätstationen refererar till stationerna ÖVF 4:8, ÖVF 4:11 och Öresund 4 som ligger i Lommabukten. Denna halt inkluderar därmed bakgrundshalten, både från naturliga och antropogena källor.

För att beräkna hur stor andel av den totala tillförseln som Sjölunda avloppsreningsverk kommer stå för i framtiden används samma metod men den uppmätta halten vid mätstationen justeras för ändringen i utsläpp. Metoden utgår från att bakgrundshalten, utan de aktuella verken, är densamma som idag.

I Tabell 5-1 redovisas påverkan vid mätstationerna som avloppsreningsverken har i nuläget samt påverkan från Sjölunda avloppsreningsverk om utsläppspunkten flyttas till position P6B eller P6C. Beräkningarna är gjorda för halterna (6 mg N/l och 0,2 mg P/l).

Tabell 5-1. Påverkan på Lommabuktens vattenförekomst

Parameter	Nuvarande utsläpp från 3 avloppsreningsverk, andel av den totala tillförseln			Utsläpp från punkt P6B för 6 mg/l kväve och 0,2 mg/l fosfor			Utsläpp från punkt P6C för 6 mg/l kväve och 0,2 mg/l fosfor		
	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	Ö 4	ÖVF 4:8	ÖVF 4:11	ÖVF 4
Totalkväve sommar	3 %	4 %		1 %	1 %		2 %	1 %	
Totalkväve vinter	6 %	7 %	<1 %	1 %	1 %	<1 %	2 %	2 %	<1 %
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	15 %	19 %	1 %	3 %	3 %	1 %	6 %	5 %	1 %
Totalfosfor sommar	1 %	1 %		<1 %	<1 %		<1 %	<1 %	
Totalfosfor vinter	1 %	2 %	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %	1 %	1 %	<1 %
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter	1 %	1 %	<1 %	<1 %	<1 %	<1 %	1 %	<1 %	<1 %

Det är framförallt för DIN som utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk i nuläget står för en påtaglig andel av den uppmätta halten. Det beror på att totalkvävet i utsläppet består till 80 % av löst kväve (DIN) medan det lösta kvävet enbart utgör 25 % av totalkvävet i den grunda delen av recipienten (ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11). Man tillför därmed en stor andel löst kväve i relation till halten i recipienten. För DIP är motsvarande siffror att DIP utgör 40 % av totalfosfor i utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk mot att DIP utgör 50 % av totalfosfor i recipienten.

Det är en större osäkerhet i modelleringen av DIN och DIP då lösta näringsämnen lättare tas upp även om det är vinter. Men skillnaden i halt mellan stationerna i de grunda områdena (ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11) och Öresund 4 som ligger längre ut i Lommabukten är ungefär 1 µmol/l (14 µg/l) vilket motsvarar den modellerade tillförseln från Sjölunda avloppsreningsverk i nuläget.

Om utsläppspunkten flyttas ut till P6B kommer påverkan i mätstationerna minska signifikant jämfört med idag.

5.2 Beräkning av det renade avloppsvattnets påverkan på näringsämnesstatusen i recipienten

En flytt av utsläppspunkten för Sjölunda avloppsreningsverk till P6B eller P6C innebär att utsläppspunkten ligger kvar i vattenförekomsten Lommabukten. Söder om Lommabukten ligger vattenförekomsten Malmös hamnområde där viss påverkan också kan antas.

Statusbedömning av näringsämnen i kustvatten baseras på prover tagna på 0–10 m djup och statusen för de olika parametrarna (totalkväve sommar, totalkväve vinter, DIN, totalfosfor sommar, totalfosfor vinter, DIP) beräknas genom att jämföra den uppmätta halten med ett referensvärde (bakgrundshalt) som beror på salthalt och typ av kustvatten (i detta fall typ 6 "Öresunds kustvatten"). Kvoten mellan mätvärden och referensvärden utgör den ekologiska kvoten (EK) och det är denna som avgör statusen avseende näringsämnen för vattenförekomsten. För en detaljerad beskrivning av uträkning av statusklass, se Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2019:25.

5.2.1 Statusklassning av näringsämnen i Lommabukten

För statusklassningen har data från samma period och samma mätstation som redovisas i VISS använts. Det betyder att denna statusklassning baseras på data från 2013–2018 vid stationerna ÖVF 4:8, ÖVF 4:11 och Öresund 4. I VISS redovisar Länsstyrelsen i Skåne det normaliserade EK värdet (EK_{norm} eller N_{klass}) som har enhetliga klassgränser (mailkontakt, Charlotte Carlsson, Lst Skåne). EK-värde och klassning redovisas i Tabell 5-2 och Tabell 5-3. Länsstyrelsen har använt sig av klassningsverktyget, ekostat¹ vid klassning.

Föreskrifterna är endast skrivna för att beräkna status i en vattenförekomst baserat på tidigare mätningar och inte för hur man uppskattar framtida påverkan på recipienten. Den metod som används här för att beräkna påverkan i framtiden bygger på att halten vid mätstationen utan verksamheten beräknas. För att göra den beräkningen krävs att EK beräknas utifrån en medelsalthalt. Det innebär att metoden inte alltid ger exakt samma EK värde som Länsstyrelsen. Anledningen till att det skiljer är att medelsalthalten inte fullt ut väger in effekten av den variabla salthalten vid mätstationerna närmast kusten som är påverkade av sötvatten från vattendragen. Ett färskare vatten har en högre halt näringsämnen än ett saltare vatten vid samma EK värde.

Tabell 5-2. Statusklassning för kväve.

Parameter	EK_{norm} och klassning från medelsalthalt (beräknad av konsulten)	VISS EK_{norm} och klassning (från VISS)
Totalkväve sommar	0,53 Måttlig	0,55 Måttlig
Totalkväve vinter	0,48 Måttlig	0,48 Måttlig
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	0,29 Otillfredsställande	0,31 Otillfredsställande

¹ <http://3.120.131.94/ekostat>

Tabell 5-3. Statusklassning för fosfor

Parameter	EK _{norm} och klassning från medelsalthalt (beräknad av konsulten)	EK _{norm} och klassning (från VISS)
Totalfosfor sommar	0,22 Otillfredsställande	0,24 Otillfredsställande
Totalfosfor vinter	0,32 Otillfredsställande	0,33 Otillfredsställande
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter	0,46 Måttlig	0,53 Måttlig

Klassningen överensstämmer väl med den redovisade klassningen i VISS. Klassningen avviker främst för DIP, men där ligger man mitt i klassningsintervallet och det finns ingen risk för att en klassgräns överskrids. Klassningen för totalfosfor sommar är den klassning som ligger närmast en klassgräns, klassningen är precis över otillfredsställande status vilket innebär att det är den parameter där risken är störst att påverkan från Sjölunda avloppsreningsverk kan överskrida en klassgräns.

5.3 Påverkan på statusklassning av näringsämnen i recipienten

För att räkna fram påverkan på klassningen av näringsämnen behövs en bakgrundshalt för respektive parameter. Med bakgrundshalt avses här den medelhalt som recipienten antas ha utan Sjölunda avloppsreningsverk, inte bakgrundshalten (referensvärdet). Bakgrundshalterna har beräknats som ett medelvärde efter att de modellerade halterna från Sjölunda avloppsreningsverk samt avloppsreningsverken i vattendragen för nutidsmodelleringen dragits bort från den halt som motsvarar medelsalthalten vid de tre mätstationerna (två på sommaren). Medelvärdena i recipienten utan avloppsreningsverken presenteras i Tabell 5-4.

Tabell 5-4. Antagna bakgrundshalter i recipienten

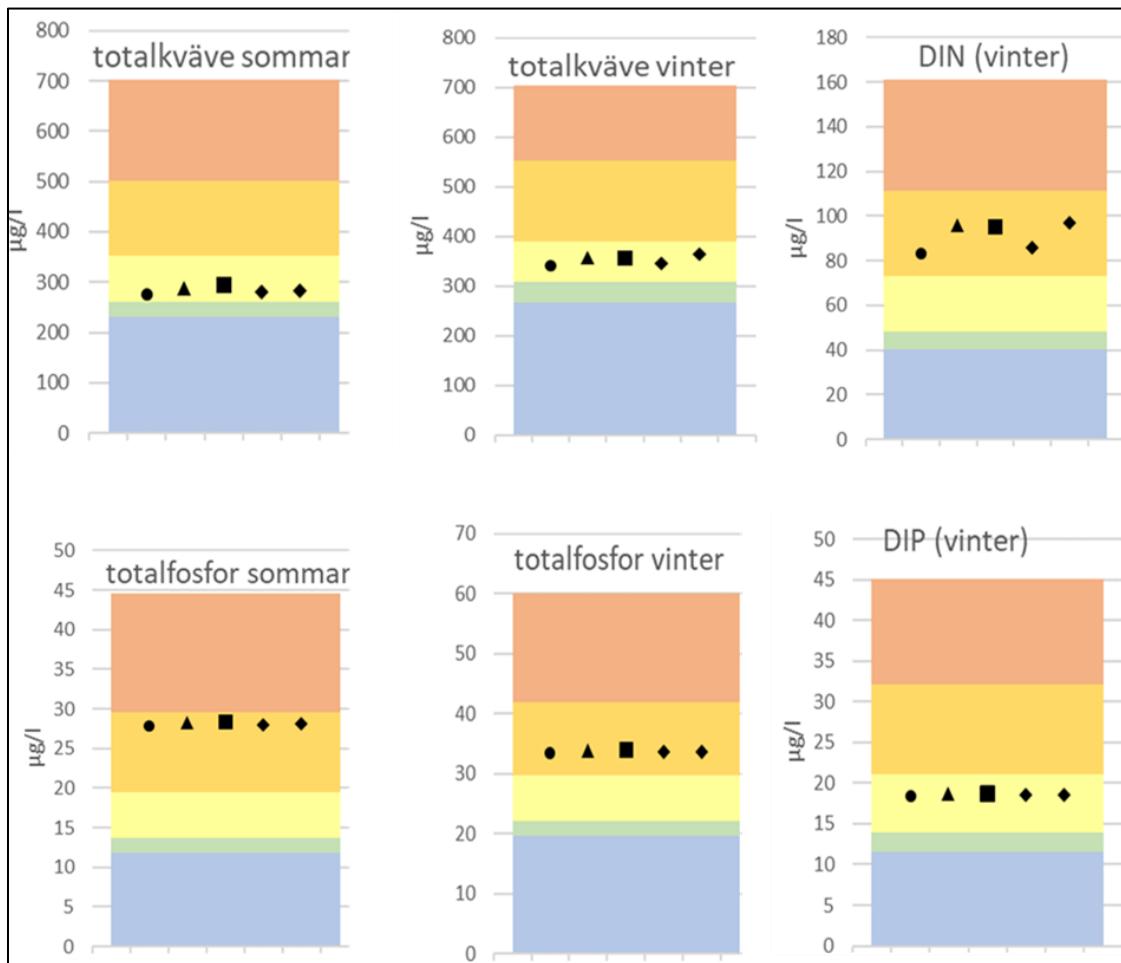
Parameter	Bakgrundshalt [$\mu\text{g/l}$]	Bakgrundshalt [$\mu\text{mol/l}$]
Totalkväve sommar	274	19,5
Totalkväve vinter	342	24,4
Löst oorganiskt kväve (DIN) vinter	83	5,9
Totalfosfor sommar	28	0,91
Totalfosfor vinter	33	1,08
Löst oorganiskt fosfor (DIP) vinter	19	0,60

För att se om statusklassningen av näringsämnen påverkas adderas de modellerade halterna på bakgrundsvärdet i recipienten som redovisas i Tabell 5-4 till de modellerade halterna i recipienten.

Varken de nuvarande utsläppen eller utsläpp från P6B eller P6C leder till att någon ingående parameter i kvalitetsfaktorn näringsämnen överskrider sin klassgräns vid mätstationerna.

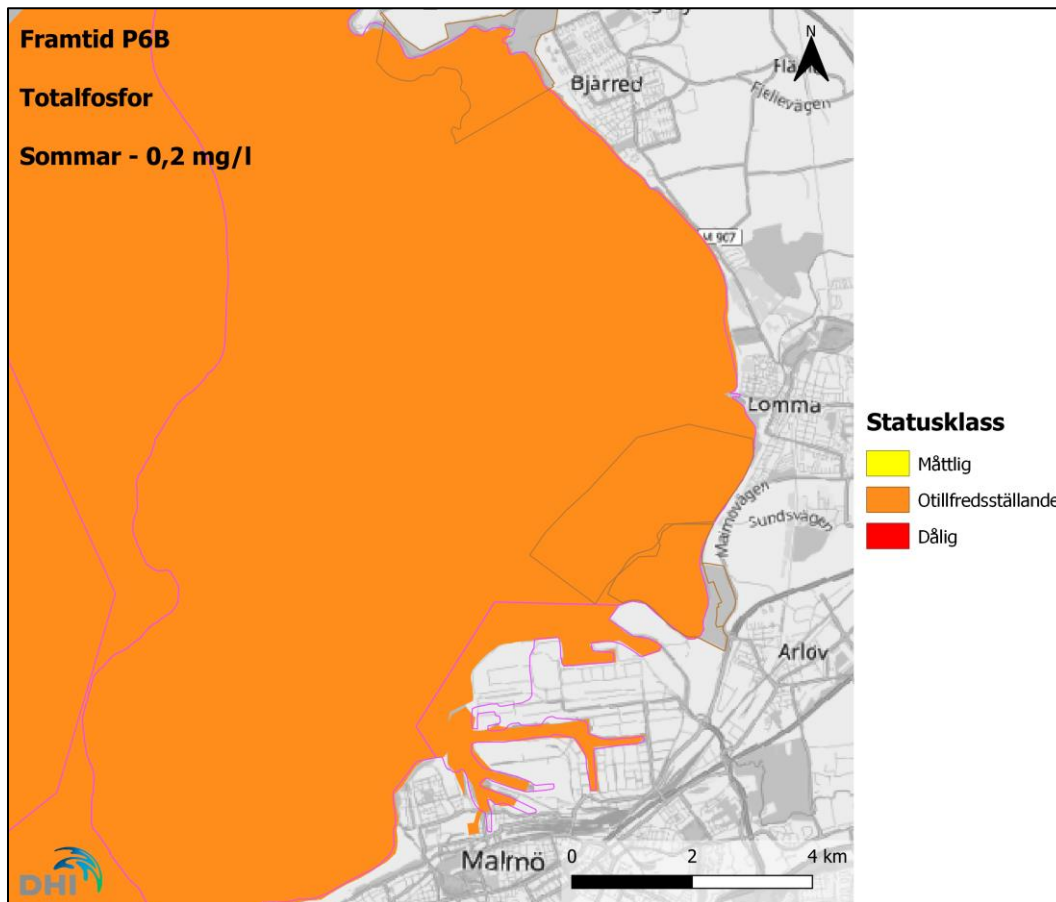
I Figur 5-2 visas hur de olika scenariona för avloppsreningsverken dvs nuläget, nollalternativet samt framtida utsläpp i P6B eller P6C ligger inom sitt klassningsintervall. Figuren illustrerar avloppsreningsverkens bidrag till klassningen och det framgår tydligt att tillskottet från reningsverken är litet i relation till bakgrundshalterna. För kväveparametrarna innebär ett framtida utsläpp i P6B att påverkan är likvärdig eller bättre än idag medan utsläpp i P6C är likvärdigt med idag. Som framgår i figuren är totalfosfor på sommaren den parameter som ligger närmast sin klassgräns, skillnaden är dock liten mellan alternativen och utsläppet från Sjölunda avloppsreningsverk ändrar inte klassningen.

Figur 5-2. Schematisk illustration av bakgrundshalterna (punkt) för respektive parameter samt nutid (triangel), nollalternativ (kvadrat) och framtid med utsläpp i punkt P6B och P6C (romber, där den första visar P6B och den andra P6C). Staplarnas färgindelning visar statusen, hög status (blå), god (grön), måttlig (gul), otillfredsställande (orange) och dålig status (röd).



För att se om statusklassningen påverkas lokalt av utsläppen kan man addera de modellerade halterna till bakgrundsvärdet i recipienten som redovisas i Tabell 5-4 och titta på medel-bilden av spridningsmönstret. Som framgått i rapporten är totalfosfor under sommaren den parameter som ligger närmast sin klassgräns. I Figur 5-3 nedan visas hur utsläpp av totalfosfor från Sjölunda avloppsreningsverk påverkar klassningen för utsläpp från P6B, (figuren för P6C ser likadan ut och visas inte). Färgskalan i bilden motsvarar klassningen och man ser att statusen inte överskrids ens lokalt runt utsläppspunkten För de andra parametrarna som ingår i kvalitetsfaktorn näringsämnen försämrars inte heller klassningen någonstans i vattenförekomsten för halterna 6 mg/l totalkväve och 0,2 mg/l totalfosfor eller de alternativa halterna 4 mg/l totalkväve och 0,1 mg/l totalfosfor.

Figur 5-3. Klassning av vattenförekomsten avseende totalfosfor sommar med Sjölunda avloppsreningsverks utsläpp av 0,2 mg P/l i P6B. Orange innebär otillfredsställande status. Vattenförekomster och naturskyddsområden är utsatta i bilden.



5.4 Påverkan på vattenförekomsten Malmö hamnområde

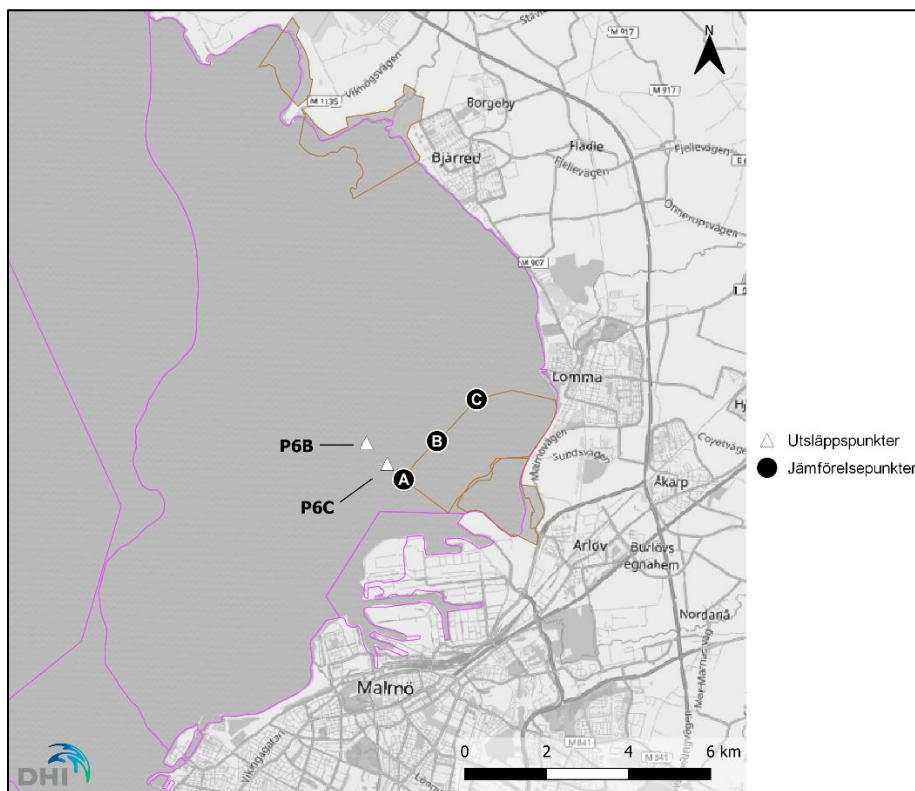
Den närliggande vattenförekomsten Malmö hamnområde påverkas framförallt av Svedala som har sitt utsläpp i Sege å. Klassningen för Malmös hamnområde är densamma som för Lommabukten och baseras på samma stationer. Att Svedala läggs ned innebär en förbättring. De ökade utsläppen från Sjölunda avloppsreningsverk leder till en tillförd halt på under 5 µg/l totalkväve till hamnområdet om utsläppspunkten flyttas till P6B eller P6C. Halten fosfor som Sjölunda avloppsreningsverk kommer tillföra är så liten att den inte går att kvantifiera.

5.5 Jämförelse av påverkan på Tågarps hed mellan P6B och P6C

Som visat i rapporten kommer inte statusen för näringsämnen påverkas av om utsläppet sker i P6B eller P6C. Den största skillnaden mellan utloppspunkterna är vid Tågarps hed där ett utsläpp i P6C ger högre halter i naturreservatet än ett utsläpp i P6B. För att jämföra påverkan för kväve har tre punkter, A, B och C, längs kartgränsen mot Tågarps hed tagits ut. Punkternas placering visas i Figur 5-4. I Tabell 5-5 redovisas årsmedelvärdet av den högsta halten av totalkväve och totalfosfor sett till hela djupet för utsläpp endast från Sjölunda avloppsreningsverk i de utvärderade framtida punkterna P6B och P6C, samt nuläget och nollalternativet.

Påverkan från P6C är ungefär dubbelt så stor som påverkan från P6B.

Figur 5-4. Tre utvalda punkter (A, B och C) för att jämförda påverkan från utloppspunkterna P6B och P6C. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med brun polygon.



Tabell 5-5. Årsmedelvärdet av den högsta halten totalkväve och totalfosfor oavsett djup för tre punkter längs kartgränsen mot naturreservatet Tågarps hed. Resultat för P6B och P6C (6 mg/l kväve och 0,2 mg/l fosfor), nuläge (12,5 mg/l kväve och 0,3 mg/l fosfor) och nollalternativ (10 mg/l kväve och 0,3 mg/l fosfor).

	Halt P6B (µg/l)	Halt P6C (µg/l)	Halt nuläge (µg/l)	Halt nollalternativ (µg/l)
Utsläppt halt totalkväve	6 mg/l	6 mg/l	12,5 mg/l	10 mg/l
A	6	16	81	163
B	6	18	24	28
C	7	12	18	21
Utsläppt halt totalfosfor	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,3 mg/l	0,3 mg/l
A	0,2	0,5	2	5
B	0,2	0,6	0,6	0,8
C	0,2	0,4	0,4	0,6

6 Syrgasförbrukning i bottenvattnet

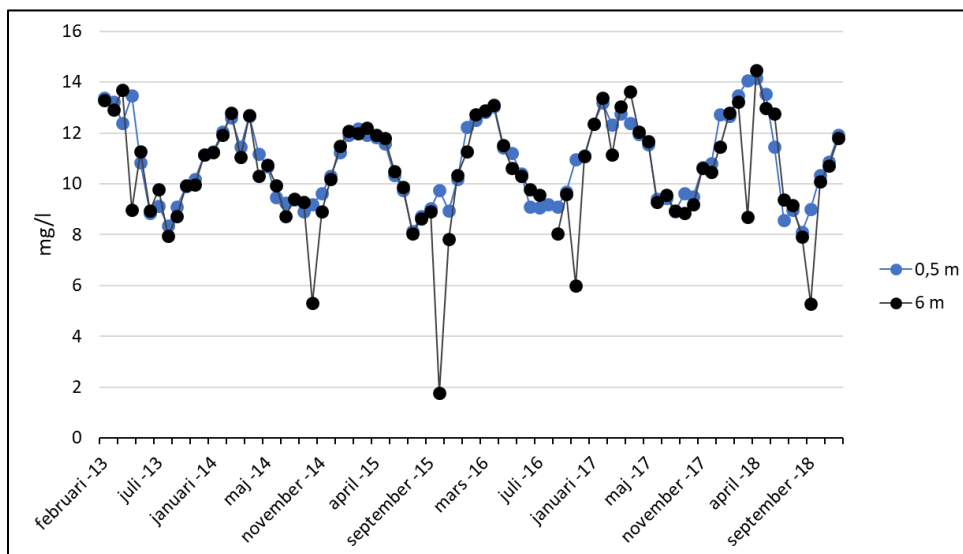
Lommabukten är klassad med Hög status avseende syrgasförhållanden (syrebalans i kustvatten och vatten i övergångszonen). Klassningen är gjord på mätningar från Öresund 4. De övriga mätstationerna är sannolikt för grunda för att vara representativa för bottenvattnet.

Enligt föreskrifterna för klassificering av parametern syrebalans, HVMFS 2019:25, definieras bottenvattnet i kustvatten och vatten i övergångszonen djupare än 10 m som 5 m över vattenförekomstens djupast punkt. Enligt de sjömätningar (c-map) som modellen bygger på är det mindre än 15 m djupt i vattenförekomsten. För att utreda effekterna av syrgasförbrukande ämnen i vattenförekomsten beräknades syreförbrukningen därför på djup större än 10 m.

De syreförbrukande ämnena modelleras som helt suspenderade, och nedbrytningen utgår från halten av BOD₇ som är en mätmetod för syrgasförbrukningen. Modelleringen av nedbrytningen är korrigerad för temperaturen i recipienten.

Mätningar vid stationen Öresund 4 sker endast på vintern vilket innebär att data från Öresund 4 inte ger en bild av hur syrgashalten varierar över året. För att ta reda på när syrgashalten är som lägst under året har därför data från mätstationerna ÖVF 4:8 som besöks månadsvis använts. Där är syrgashalten på de djupaste provtagningsdjupen som lägst i början av hösten, se Figur 6-1. Utifrån detta valdes perioden september-oktober ut för att utvärdera syrgasförbrukningen i bottenvattnet.

Figur 6-1. Syrgashalten vid station ÖVF 4:8 på 0,5 m djup samt vid botten

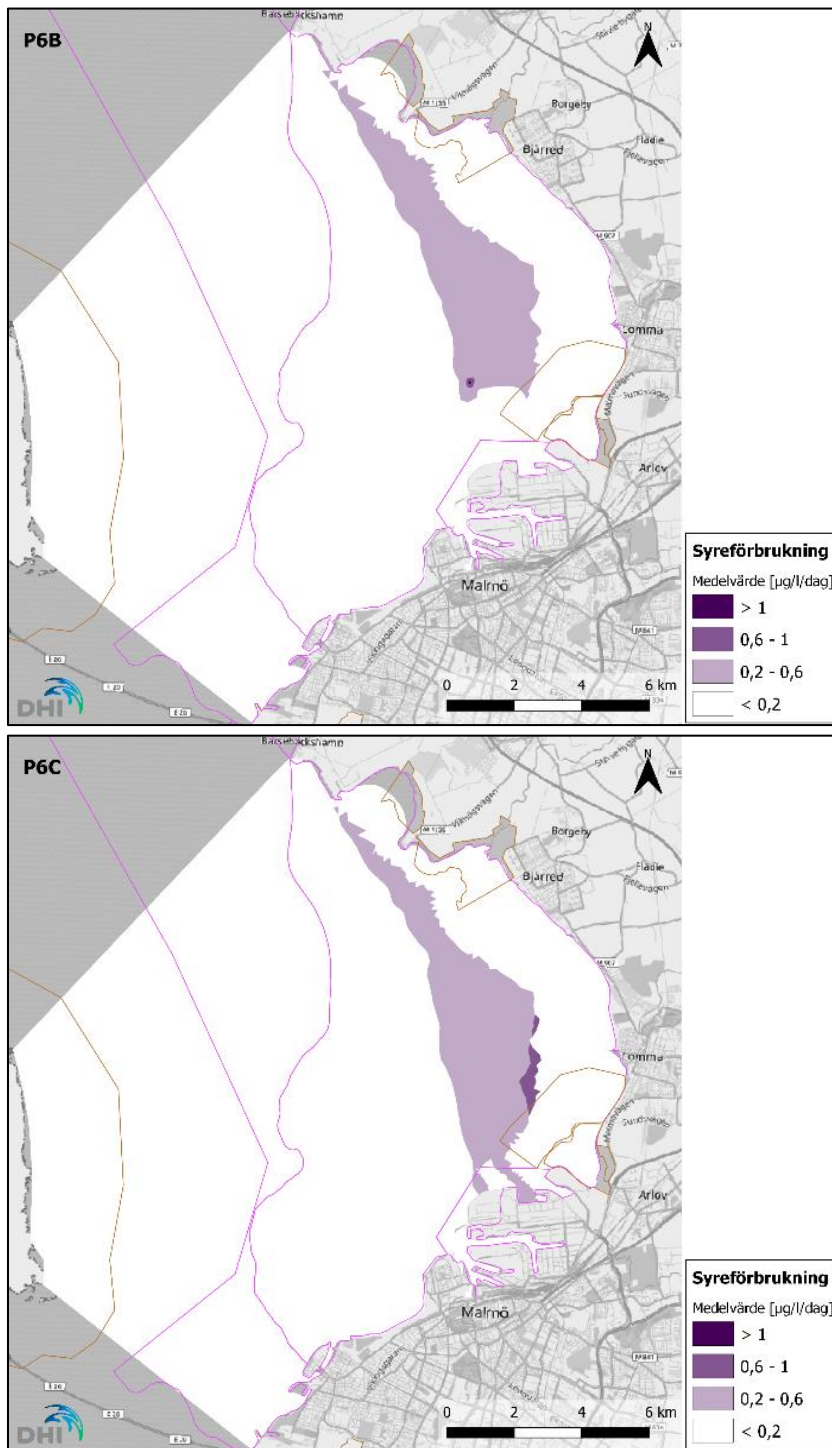


Eftersom de syrgasförbrukande ämnena modelleras som lösta kommer de följa med utsläppet i ytan, vilket leder till att det mesta av nedbrytningen i Lommabukten sker på djup grundare än 10 m. Som man ser av Figur 6-1 går syrgashalten vid enstaka mätningar ned till låga nivåer under hösten. Vid dessa tillfällen finns en stark skiktning på stationen med ett ytvatten med en salthalt under 10 psu och ett bottenvatten som kommit in från utsjön med över 20 psu och låga syrgashalter.

Syrgasförbrukningen på djup större än 10 m för en utgående halt på 6 mg/l BOD₇, visas i Figur 6-2 för både P6B och P6C. Halten går som mest upp till 1 µg/l och dag. Moderna fiberoptiska mätare har en detektionsgräns på 1 µg/l vilket innebär att syrgasförbrukningen som beror på utsläpp av syrgasförbrukande ämnen inte kommer bli mätbar.

Resultaten kan även sättas i relation till en studie i öppna Kattegatt där syrgasförbrukningen vid botten uppmättes till 96 µg/l/dag i augusti (ref /3/). I kustnära områden som Lommabukten har man en avsevärt högre primärproduktion än i öppna Kattegatt vilket leder till att syrgasförbrukningen vid botten blir högre. Tillförseln av syrgasförbrukande ämnen från Sjölunda avloppsreningsverk blir därmed litet i relation till syreförbrukningen vid botten.

Figur 6-2. Medelvärdet av syrgasförbrukningen under perioden september–oktober för djup större än 10 m vid en utsläppt halt på 6 mg/l BOD₇ a) P6B och b) P6C. Vattenförekomsterna anges med rosa linjer och naturskyddsområden med bruna.



De mätdata på syrgas under 10 m som finns i Lommabukten är mätningarna vid Öresund 4, där syrgashalten mäts på 10 m djup. I januari är syrgashalten ca 7 mg/l vilket visserligen är lägre halter än inne i Lommabukten (ÖVF 4:8) för motsvarande period. Men det går inte att säga med säkerhet hur det ser ut på djupare vatten under hösten eftersom det inte finns några data. Även om det skulle vara samma trend som på vintern, att man har en lägre halt vid Öresund 4 på 10 m är syrgasförbrukningen till följd av utsläpp av syreförbrukande ämnen från Sjölunda avloppsreningsverk från punkt P6B eller P6C för låg för att ha en mätbar påverkan.

7 Påverkan på badvattenkvalitet

För att uppskatta koncentrationen av smittämnen i badvattnet måste en patogenhalt bestämmas i vattnet som släpps ut från reningsverket. Koncentrationer som antagits för utloppsvattnet från Sjölunda avloppsreningsverk är baserade på tidigare studier över patogenhalter från renat avloppsvatten (ref /4/). Dessa är 2 000 norovirus/l, 9 000 campylobacter/l och 80 cryptosporidium/l. För rotavirus har en halt på 1 000 cfu²/l satts på det renade avloppsvattnet vilket är baserat på ett antagande om 90 % rening och samma rotavirushalter på inkommande vatten som uppmätts i VISK-projektet (ref /6/).

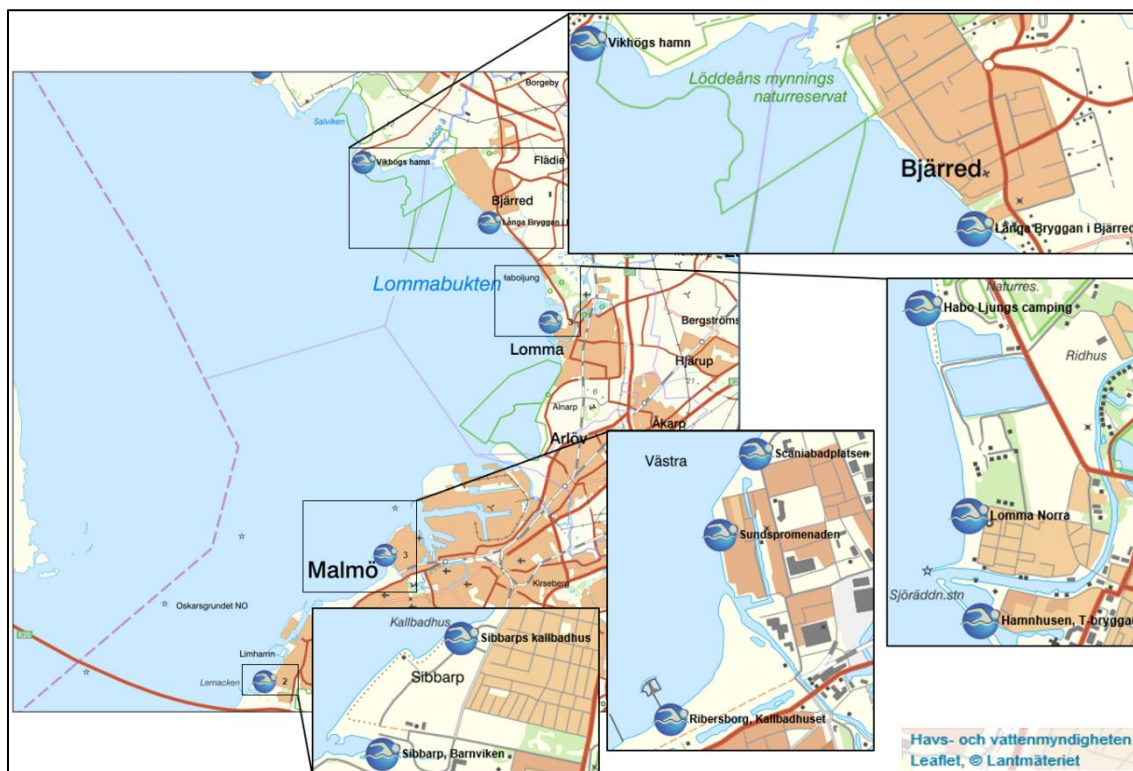
För fekala indikatorbakterier användes halterna 10 000 cfu/100 ml för E. coli och 1 000 cfu/100 ml för Intestinala Enterokocker (IE). Halterna är något högre än man kan förvänta sig av kontinuerlig normaldrift på ett avloppsreningsverk, men inte orimligt höga.

Smittämnen sprids och dör av i havet genom att en vattenkvalitetsmodul (Eco Lab) kopplas till den hydrodynamiska modellen. Eco Lab beräknar avdödning av bakterier och virus genom att ta hänsyn till bland annat solinstrålning, vattentemperatur och siktdjup. Solinstrålningen fås genom atmosfäriska drivdata medan vattentemperaturen tas direkt från HD modellen. Siktdjupet är satt till 7 m vilket baserats på mätvärden från stationerna ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11. Halterna av bakterier och virus utvärderades vid 10 badplatser längs kuststräckan, Figur 7-1.

Det är viktigt att komma ihåg att för nuläget (ref /1/) används ett medelflöde på 5 år där alla tillfälliga toppar försvunnit i medelvärdesbildningen. För framtiden används dock ett modellerat realistiskt flöde för ett specifikt väderår (Figur 2-2). Det gör att nuläget och framtida utsläpp i P6B eller P6C inte är rakt av jämförbara. Det är däremot skillnaderna mellan P6B och P6C.

² Kolonibildande enhet, eng. Colony-forming unit

Figur 7-1. Badplatser i och kring Lommabukten som ligger inom modellområdet. Från Havs- och vattenmyndigheten (Havs- och vattenmyndigheten & Lantmäteriet, 2019).



7.1 Intestinala indikatorbakterier enligt badvattendirektivet

I enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten (HVMFS 2012:14) ska indikatorbakterierna *E. coli* och Intestinala Enterokocker (IE) mätas regelbundet vid alla badplatser med fler än 200 badande per dag. Indikatorbakterierna finns normalt i avföringen hos människor och andra varmblodiga djur. Förhöjda halter i badvattnet tyder på att badvattnet förorenats till exempel via avloppsvatten. Varje vattenprov får en bedömning efter halten bakterier.

Tabell 7-1. Gränsvärden för badplatser vid provtagning.

Gränser	<i>E. coli</i>	Intestinala Enterokocker
Tjänligt	<100 cfu/100 ml	<100 cfu/100 ml
Tjänligt med anmärkning	100–1 000 cfu/100 ml	100–300 cfu/100 ml
Otjänligt	>1 000 cfu/100 ml	>300 cfu/100 ml

Halterna av *E. coli* och IE från Sjölanda avloppsreningsverk, utsläppspunkt P6B och P6C, utvärderades för 10 badplatser längs kusten, Figur 7-1. Bakteriehalterna ligger under hela badsäsongen (21 juni till 20 augusti) långt ifrån gränsen för tjänligt med anmärkning. För både P6B och P6C är det stränderna i Lomma som får högst halter av *E. coli* och IE från Sjölanda avloppsreningsverk. Där kan Sjölanda avloppsreningsverks flöde nå stranden någon enstaka dag när flödet är högt och strömmarna ligger in mot land (för det modellerade framtidsflödet sker detta endast den 15 augusti). Halten från P6C blir något högre än halten från P6B, men för båda punkterna blir halten under <5 cfu/100 ml för både *E. coli* och IE.

7.2 Bedömning av smittorisk

Vid bad kommer de badande att påverkas av de ämnen och organismer som just då förekommer i badvattnet. Eftersom allt vatten påverkas av omgivande verksamheter så kan det även förekomma mikroorganismer som kan medföra smitta för de badande. Smittämnen härstammar från olika fekala utsläpp, såsom avloppsvatten, stallgödsel, betesdjur mm.

För att bedöma vilka risker som badande kan utsättas för behöver man genomföra hälsomässiga riskbedömningar. I dricksvattensammanhang brukar man ofta bedöma hälsoriskerna för smittämnen (patogener), såsom campylobacter (bakterie), norovirus (virus) och cryptosporidium (parasiter), med hjälp av en QMRA-modell (kvantitativ mikrobiell riskbedömning) (ref /9/). För att bedöma riskerna för badande används samma QMRA-modell. Här behöver man uppskatta/beräkna de patogenhalter som kan finnas i badvattnet samt fastställa vilken mängd vatten som de badande antas svälja under tiden för bad, lek och simning för att beräkna infektionsrisken för de badande. I tidigare studier har ingen entydig mängd vatten som varje badande antas svälja angivits, men i denna riskbedömning antas att 10 ml badvatten sväljs vid bad.

I dricksvattensammanhang bedöms en acceptabel risk vara att en person blir infekterad av 1 miljon konsumenter dagligen. I badvattendirektivet nämns däremot inte någon acceptabel infektionsrisk men i underlagsdokumenten till direktivet presenteras en riskanalys. I underlaget från EU kommissionen (ref /8/) har sannolikheten för mag- och tarminfektion efter bad med en specifik koncentrationen av indikatororganismer i vattnet kvantifierats. Analysen visar att sannolikheten för mag- och tarminfektion ligger på 1–5 % vid gränsvärdet för bra badvattenkvalitet, vilket innebär att det ansågs vara en acceptabel smittorisk. I riskberäkningarna för bad i denna studie beräknas vilka patogenhalter som badvattnet måste innehålla för att orsaka infektion hos 0,01 %, 1 % samt 5 % av de badande. Risken relaterar till den acceptabla infektionsrisken i riskanalysen för badvattendirektivet.

De patogenhalter i badvattnet som orsakar infektion hos badare, för de tre olika antagna sannolikheterna, presenteras nedan i Tabell 7-2. Exempelvis är det 0,01 % risk för infektion av en normalfrisk badare om badvattnet innehåller 0,5 campylobakter per liter, 0,01 norovirus per liter (vilket motsvarar 1 norovirus per 100 l vatten) och 2,5 cryptosporidium per liter.

För en badare med nedsatt immunförsvar krävs på motsvarande sätt 0,01 Campylobakter per liter (1 campylobakter per 100 l vatten), 0,01 norovirus per liter (1 norovirus per 100 l vatten) och 0,08 cryptosporidium per liter (1 cryptosporidium per 12 l vatten) i badvattnet för att personen skall bli infekterad.

Rotavirus är i princip lika smittsam som norovirus men enligt WHO är i princip alla vuxna och barn över 5 år immuna. I en utredning DHI gjort för Ängelholms avloppsreningsverk (ref /5/) antogs att rotavirus inaktiveras på samma sätt under transporten som norovirus. Det innebär att exponering ger höga sannolikheter för rotavirusinfektion för den andel av befolkningen som inte är immun. Detta är dock antaganden och i Ängelholms-utredningen skriver man också att en mera rättvisande värdering av smittorisken för rotavirus kräver en mer detaljerad undersökning av immunitet hos äldre barn och vuxna.

Giardia är likt cryptosporidium en parasit och modellerades i utredningen för Ängelholms avloppsreningsverk som nämns ovan. Resultaten från utredningen visar att risken för infektion på grund av giardia är ca 10 gånger mindre än för cryptosporidium (ref /7/).

Tabell 7-2. Patogenhalter i badvatten som orsakar infektion hos badare med viss sannolikhet. Halterna är visade för personer med normalt immunförsvar och för personer med nedsatt immunförsvar.

Smittämne	Sannolikhet för infektion hos personer med normalt immunförsvar		Sannolikhet för infektion hos personer med nedsatt immunförsvar	
	10 ⁻⁴	10 ⁻²	10 ⁻⁴	10 ⁻²
Campylobacter [antal / liter]	0,5	50	0,01	1
Norovirus och rotavirus [antal / liter]	0,01	1	0,01	1
Cryptosporidium [antal / liter]	2,5	250	0,08	8

7.3 Smittorisk vid närliggande badplatser

Tabell 7-3 till Tabell 7-5 sammanfattar infektionsrisken av de olika smittämnen på grund av spridning av det renade avloppsvattnet till närliggande badplatser Figur 7-1 från de alternativa utloppspunkterna P6B och P6C. Infektionsrisken presenteras som antal sommandagar (20 juni till 21 augusti) som sannolikheten för infektion vid ett bad under dagtid (kl. 8-20) uppgår till 0.01 respektive 1 %.

Modelleringen visar att för utsläpp från punkt P6B är det ingen badplats där risken överstiger 1 % för cryptosporidium-, campylobacter-, noro- eller rota-infektion. För utsläpp från punkt P6C uppgår risken 1 % (men mindre än 5 %) för campylobacter 2 dagar vid badplatsen Habo Ljung. Även risken för att bli sjuk av norovirus uppgår till 1 % (men mindre än 5 %) 1-2 dagar vid två av badplatserna i Lomma samt Scaniabadet.

Minskas gränsvärdet till 0,01 % risk ändras bilden för personer med nedsatt immunförsvar, samt för norovirus- och rotavirus-infektion, och det blir flera dagar per säsong med risk för smitta vid flera av badplatserna. För punkt P6B blir det som mest 1 dag respektive 5 dagar med 0,01 % risk för infektion vid nedsatt immunförsvar för cryptosporidium och campylobakter vid stränderna med störst exponering. För P6C är motsvarande siffror 8 dagar för cryptosporidium och 15 dagar för campylobacter.

För noro- och rotavirus har alla stränder dagar under säsongen då det är risk för infektion. För utsläpp från punkt P6B blir det som mest ca 10 dagar med risk för smitta av noro- och rotavirus. För P6C är det som mest ca 30-40 dagar med risk för smitta av noro- och rotavirus.

Badplatserna Hamnhusen, T-bryggan, Lomma Norra och Habo Ljungs camping är de som har flest dygn med smittorisk.

Spridning och avdöd av giardavirus är inte modellerat i studien. De slutsatser man kan dra baserat på den tidigare studien från Ängelholms reningsverk (ref /7/) är att risken för infektion kommer att till mönstret likna den för cryptosporidium, men vara lägre. Det innebär att man inte under någon dag har risk för infektion vid närliggande stränder.

Tabell 7-3. Antal sommark dagar (20 juni - 21 augusti kl. 08-20) med riskerna 0,01% och 1% för *cryptosporidium*-infektion för personer med svagt respektive normalt immunförsvar. Antal dagar med smittorisk på 1% anges inom parentes. Smittorisken var aldrig 5 %.

Badplats	P6B		P6C	
	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Normalt immunförsvar	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Nedsatt immunförsvar	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Normalt immunförsvar	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Nedsatt immunförsvar
Vikhögshamn	0	1	0	2
Långa bryggan i Bjärred	0	0	0	6
Habo Ljungs camping	0	0	0	13
Lomma Norra	0	0	0	8
Hamnhusen, T-bryggan	0	0	0	14
Scaniabadplatsen	0	0	0	1
Sundspromenaden	0	0	0	1
Ribersborg, Kallbadhuset	0	0	0	1
Sibbarps kallbadhus	0	0	0	0
Sibbarp, Barnviken	0	0	0	1

Tabell 7-4. Antal sommark dagar (20 juni - 21 augusti kl. 08-20) med riskerna 0,01% och 1% för *campylobacter*-infektion för personer med svagt respektive normalt immunförsvar. Antal dagar med smittorisk på 1% anges inom parentes. Smittorisken var aldrig 5 %.

Badplats	P6B		P6C	
	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Normalt immunförsvar	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Nedsatt immunförsvar	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Normalt immunförsvar	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes Nedsatt immunförsvar
Vikhögshamn	0	1	0	4
Långa bryggan i Bjärred	0	0	0	4
Habo Ljungs camping	0	3	2	13 (2)
Lomma Norra	0	3	3	15 (1)
Hamnhusen, T-bryggan	0	5	4	14 (2)
Scaniabadplatsen	0	0	0	6
Sundspromenaden	0	0	0	3
Ribersborg, Kallbadhuset	0	0	0	2
Sibbarps kallbadhus	0	1	0	4
Sibbarp, Barnviken	0	1	0	4

Tabell 7-5. Antal sommandagar (20 juni - 21 augusti kl. 08-20) med riskerna 0,01% och 1% för **norovirus**-infektion (vänster) och med **rotavirus**-infektion (höger). Smittriskerna är densamma för normalt och nedsatt immunförsvar. Antal dagar med smittorisk på 1% anges inom parentes. Smittriskerna var aldrig 5 %.

Badplats	P6B		P6C	
	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes	Antal dagar med smittorisk 0,01 % samt ev. 1% inom parentes
	Norovirus	Rotavirus	Norovirus	Rotavirus
Vikhögshamn	16	3	18	9
Långa bryggan i Bjärred	16	3	22	14
Habo Ljungs camping	14	8	29 (2)	25
Lomma Norra	16	8	36 (2)	33
Hamnhusen, T-bryggan	21	7	38	31
Scaniabadplatsen	12	4	18 (1)	14
Sundspromenaden	13	3	16	9
Ribersborg, Kallbadhuset	11	6	12	9
Sibbarps kallbadhus	15	8	14	11
Sibbarp, Barnviken	14	8	14	10

8 Referenser

- /1/ DHI, 2023, *Modellerad påverkan i nuläget samt för ett nollalternativ, framtagen för VA SYD*
- /2/ Balmér, P., 2015, *Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och slam och något om deras användning*, SVU rapport nr 2015:11
- /3/ Granéli, W., 1992, *Below-halocline oxygen consumption in the Kattegat*, Hydrobiologia, Volume 235:1, pp 303-310
- /4/ Åström, J., Rundahl, P., *Smittspridning från avloppsreningsverk – QMRA som beslutsstöd vid ombyggnation av Arvidstorps reningsverk*, Vatten – Journal of water management and research, 74:4: 2018
- /5/ DHI, 2015, *PM Riskanalys av utsläpp från Ängelholms reningsverk, Komplettering nr. 1, Sannolikheten för infektion*. Uppdrag utfört åt Ängelholms avloppsreningsverk
- /6/ Berglund, B., Dienus, O., Sokolova, E., Berglind, E., Matussek, A., Pettersson, T.J.R., Lindgren, P-E. (2017). *Occurrence and removal efficiency of parasitic protozoa in Swedish wastewater treatment plants*. Science of The Total Environment, 598, 821-827
- /7/ DHI, 2015, *Bilaga 4 till PM Riskanalys av utsläpp från Ängelholms reningsverk*, Uppdrag utfört åt Ängelholms avloppsreningsverk
- /8/ EU kommissionen (2002) Förslag til EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV om kvaliteten af badevand. Bruxelles, den 24.10.2002, KOM(2002) 581 slutgiltig, 2002/0254 (COD)
- /9/ Pettersson T., Forss M., Åström J., Pott B-M., Almqvist H. (2017). *Vidareutveckling av QMRA-verktyget – fas 1, SVU-projekt genom DRICKS-programmet vid Chalmers*. SVU rapport 2017-09.
- /10/ DHI, 2021, *Badvattenutredning för Malmö, Modellering av bräddpunkters påverkan på badvattenkvaliteten, Scaniabadet, Sundspromenaden, Ribersborg, Sibbarps kallbadhus, Barnviken och Klagshamn* (ej slutligt levererad, levereras mars 2021)

VASYD

