
RAPPORT

TALGA AB

BEDÖMNING AV RECIPIENTPÅVERKAN FRÅN PLANERAD ANLÄGGNING, HERTSÖFÄLTET, LULEÅ

UPPDRAGSNUMMER 30008807



2022-06-23

LISA SELIN
ANDREAS ARONSSON
JOHANNA SCHMIDT
GUNNAR ÖSTERLUND
MIKAEL DAHL
UNO STRÖMBERG

SAMMANFATTNING

Talga AB (Talga) ansöker om tillstånd enligt miljöbalken för etablering och drift av en anläggning där förädling av anrikat grafitkoncentrat och tillverkning av batterianodmaterial ska ske. Verksamheten planeras att lokaliseras till Hertsöfältet i Luleå kommun.

Renat processvatten kommer att släppas ut tillsammans med kylvattnet i recipienten. Denna rapport har utgått ifrån att kylvatten kommer att tas från recipienten Sörbrändöfjärden.

Syftet med denna rapport är att utvärdera påverkan på den ekologiska och kemiska statusen i vattenförekomsten Sörbrändöfjärden, samt beräkna belastning på recipienten till följd av utsläpp av kyl- och processvatten från Talgas planerade anläggning. Syftet med rapporten är också att studera och utvärdera tre alternativa utsläppspunkter i Sörbrändöfjärden.

Som underlag för bedömningen har utsläppsdata från Talga AB granskats. Dessa data består av information om vilka ämnen, och halter av dessa, som beräknats förekomma i utgående vatten från anläggningen. För de ämnen i utgående vatten som beräknats uppgå till högre halter än angivna bedömningsgrunder och gränsvärden i HVMFS 2019:25, och som därmed riskerar att påverka den ekologiska eller kemiska statusen i recipienten, genomfördes en fortsatt utvärdering av eventuell påverkan på vattenkemin i recipienten. Den utspädning som krävs för att uppnå god ytvattenstatus, baserat på utsläppsdata och recipientdata (2018–2020) från två provtagningspunkter i Sörbrändöfjärden, beräknades. Två uppsättningar av utsläppsdata tillhandahölls från Talga, en för det renade processvattnet (100 m³/h), utsläppsscenario A, och en för kylvattnet tillsammans med processvattnet (1 600 m³/h), utsläppsscenario B. Det renade processvattnet (utsläppsscenario A) kommer i viss mån alltid att släppas ut tillsammans med kylvatten. Volymen kylvatten kommer i praktiken kunna variera, där utsläppsscenario B beskriver den maximala volym kyl- och processvatten som planeras släppas ut från anläggningen. Därmed beskriver utsläppsscenario A och B två ytterligheter: utsläppsscenario A är ett värsta fall ur ett haltperspektiv och utsläppsscenario B ett värsta fall ur ett belastningsperspektiv. Kylvattnets kvalitet anses motsvara vattenkvaliteten i Gräsörenkanalen mellan Hertsön och Svartön.

Påverkansområdets storlek beräknades genom modellering av vattenförekomsten (hydrodynamisk modell, TELEMAT 3D). Tre olika utsläppspunkter undersöktes för de två olika utsläppscenarierna under två olika förhållanden i recipienten (vintertid och sommartid); 1) Kanalen, 2) Udden och 3) Älven. Utsläppspunkt Kanalen ligger i Gräsörenkanalen, utsläppspunkt Udden ligger precis i utkanten av Gräsörenkanalen och utsläppspunkt Älven ligger längre ut i Sörbrändöfjärden.

Resultaten visar att arsenik, krom, koppar, zink, kadmium, kvicksilver, bly och nickel överskrider bedömningsgrunder och gränsvärden för kustvatten i det renade processvattnet (utsläppsscenario A) och riskerar därmed att påverka statusen i recipienten vid det utsläppsscenariot.

Utsläppet från anläggningen kommer emellertid att vara en blandning av kylvatten och renat processvatten, och vid maximal volym kylvatten (utsläppsscenario B) är det endast arsenik, koppar och zink som överskrider bedömningsgrunder eller gränsvärden för kustvatten i utgående vatten.

För en liten del av Sörbrändöfjärden, ungefär 0,2 km² av den totala arean på 95 km² (0,2 procent) beräknas det att zinkhalterna kan överskrida bedömningsgrunden för kustvatten vid utsläppspunkten Kanalen för utsläppsscenario A (utsläpp av enbart renat processvatten). För utsläppsscenario B (renat processvatten tillsammans med maximal volym kylvatten) påverkas ungefär 0,3 procent av Sörbrändöfjärdens area vid utsläpp i punkten Kanalen. Då kanalen är grund motsvarar den påverkade vattenvolymen en ännu mindre andel av hela vattenförekomstens volym. För utsläppspunkterna Älven och Udden är motsvarande andel av arean där zinkhalterna riskerar att överskrida bedömningsgrunden mindre än för utsläppspunkten i kanalen. Arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrund är betydligt mindre än angivna påverkansområden för zink för samtliga utsläppspunkter.

Sörbrändöfjärden är klassificerad som en kustvattenförekomst och omfattas därmed av bedömningsgrunder för kustvatten. Vattnet som rinner genom Gräsörenkanalen kommer dock från Inre Hertsöfjärden (inlandsvatten). Därför gjordes i denna rapport jämförelser mot både bedömningsgrunder för kustvatten och inlandsvatten, för utsläppspunkten Kanalen. Påverkansområdet där zinkhalterna riskerar att överskrida bedömningsgrunden för inlandsvatten är för litet för att kunna kvantifieras med modellens upplösning. Arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrund för inlandsvatten är däremot större än påverkansområdet för zink. För både utsläppsscenario A och B är arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrund för inlandsvatten 0,1 procent av Sörbrändöfjärdens area.

Ingen påverkan på möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormen i vattenförekomsten Sörbrändöfjärden förväntas för krom, koppar, kadmium, kvicksilver, bly eller nickel efter omblandning.

Med stöd av genomförd modellering och recipientpåverkansbedömning kan följande slutsatser dras:

- Utsläppspunkterna Kanalen, Udden och Älven är samtliga möjliga med hänsyn till möjligheterna att uppnå miljökvalitetsnormerna för vattenförekomsten Sörbrändöfjärden. Oavsett scenario beräknas endast en marginell del av vattenförekomsten uppvisa koncentrationer som överskrider bedömningsgrunder eller gränsvärden i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2019:25.
- De ämnen som uppvisar störst påverkansområde i utsläppspunkternas blandningszoner är zink och arsenik.
- Ur ett haltperspektiv är utsläppsscenario A och B i stort sett likvärdiga strax nedströms utsläppspunkterna.

- De sämre utspädningsförhållandena i de inre delarna av Gräsörenkanalen, vid utsläppspunkten Kanalen, beräknas medföra ett större påverkansområde och riskerar även att leda till högre halter i ett lokalt perspektiv än för de övriga utsläppspunkterna.
- Utredningen visar också att utsläppspunkterna Udden och framför allt Älven ur flera aspekter (t.ex. halter av olika ämnen, temperaturpåverkan m.m.) är lämpligare lokaliseringar än Kanalen. Detta beror bland annat på den periodvis förhöjda zinkhalten vid Gräsörenbron till följd av andra verksamheter i Inre Hertsöfjärden, samt den relativt sett mindre vattenvolymen i den inre delen av Gräsörenkanalen som medför större påverkan oavsett vilka aspekter som avses.
- En viss lokal påverkan på vattentemperaturen beräknas uppkomma vintertid i ytligt vatten för utsläppspunkt Kanalen (utsläppsscenario A och B), samt för utsläppspunkt Udden (utsläppsscenario B). För utsläppspunkten Älven blir påverkan marginell. Verksamhetens temperaturpåverkan oavsett scenario bedöms inte leda till några negativa konsekvenser av betydelse för ekologin i området. Den tydligaste konsekvensen av temperaturpåverkan bedöms bli att antalet dygn med isbelagd yta i kanalen förväntas minska ytterligare jämfört med idag. Den exakta skillnaden i antalet dygn går inte att kvantifiera eftersom det till stor del beror på väder och framtida klimat.

SUMMARY

Talga AB (Talga) is applying for a permit under the Environmental Code for the establishment and operation of a facility where the processing of enriched graphite and manufacture of battery anode material will take place. The facility is planned to be located on Hertsöfältet in the municipality of Luleå. Cooling water will be extracted from the recipient Sörbrändöfjärden. Treated process water will be discharged together with the cooling water to the recipient. In this report, cooling water has been assumed to be taken from the recipient Sörbrändöfjärden.

The purpose of this report is to evaluate the impact of effluent from Talga's facility on ecological and chemical status in the coastal water body of Sörbrändöfjärden and calculate the load on the recipient. The purpose of the report is also to study and evaluate three alternative discharge points in Sörbrändöfjärden.

As a basis for the assessment, emission data from Talga AB has been reviewed. These data consist of information on which substances, and their concentrations, are estimated to be present in the outgoing water from the facility. For those substances in outgoing water that have higher concentrations than the specified assessment criteria and limit values in HVMFS 2019:25, and which thus risk affecting the ecological or chemical status of the recipient, a continued evaluation of any impact on the water chemistry in the recipient was carried out. This was done by calculating required dilution to achieve good surface water status based on discharge data provided by Talga and recipient data (2018-2020) from two sampling points in Sörbrändöfjärden. Two different sets of discharge data were received from Talga, one for the treated process water (100 m³/h), discharge scenario A, and one with the recirculated cooling water combined with the treated processwater (1600 m³/h), discharge scenario B. The treated process water (discharge scenario A) is predicted to always be released together with a proportion of cooling water. The volume of cooling and process water will in fact vary, where discharge scenario B describes the maximum volume of cooling water planned to be released from the plant. Thus, discharge scenarios A and B describe two extremes: discharge scenario A is a worst case from a concentration perspective and discharge scenario B is a worst case from a load perspective. The impact area of each parameter was then calculated by using a model simulation (hydrodynamical model, TELEMAC 3D) of the water body. Three different discharge points were evaluated for the two different discharge scenarios under two different conditions in the recipient (winter time and summer time): 1) Kanalen, 2) Udden 3) Älven. The discharge point Kanalen is located in Gräsörenkanalen, the discharge point Udden is located right on the edge of Gräsörenkanalen and the discharge point Älven is located further out in Sörbrändöfjärden.

The results show that arsenic, chromium, copper, zinc, cadmium, mercury, lead and nickel exceed EQS for coastal waters in the treated process water (discharge scenario A). As mentioned above, the discharge from the facility will be a mixture of cooling water and treated process water and at the maximum volume of cooling water (discharge scenario B) only arsenic, copper and zinc exceed EQS for coastal waters in the outgoing

water. For the discharge point Kanalen, a small part of Sörbrändöfjärden which covers about 0,20 km² of the total area of 95 km² (0,2 percent), displays zinc concentrations exceeding EQS for coastal waters for discharge scenario A (discharge of only treated process water). For discharge in Kanalen, discharge scenario B (treated process water together with maximum volume of cooling water), about 0,3 percent of the area of Sörbrändöfjärden displays zinc concentrations exceeding EQS for coastal waters. In terms of volume, the proportion becomes even smaller as the impacted area is very shallow. For the discharge points Udden and Älven, the area showing zinc concentrations exceeding EQS for coastal waters, is even smaller (for both scenarios). The area showing arsenic concentrations exceeding EQS is significantly smaller than the specified impact areas for zinc for all discharge points.

Sörbrändöfjärden is classified as a coastal water and is thus regulated by EQS for coastal waters. However, the water flowing through the canal comes from Inre Hertsöfjärden (inland water). Therefore, both a comparison to EQS for coastal waters and inland waters was conducted for the discharge point in the canal. The impacted area, where zinc concentrations risk to exceed EQS for inland waters, is too small to be quantified with the model resolution. The area where the arsenic concentration exceeds EQS for inland waters is however greater than the impact area for zinc. For both discharge scenarios A and B, the area where the arsenic concentration exceeds EQS for inland waters is approximately 0,1 percent of Sörbrändöfjärden's area.

No impact on the possibility of achieving the environmental quality standards for ecological and chemical status for Sörbrändöfjärden can be expected for chromium, copper, cadmium, mercury, lead or nickel, after complete mixing.

Based on the modelling and recipient impact assessment, the following conclusions can be drawn:

- The discharge points Kanalen, Udden and Älven are all possible considering the possibilities of achieving the environmental quality standards for the water body Sörbrändöfjärden. Regardless of the scenario, only a marginal part of the waterbody is estimated to show concentrations that exceed EQS in the Swedish Agency for Marine and Water Management's regulations HVMFS 2019:25.
- The substances with the greatest impact in the mixing zones of the discharge points are zinc and arsenic.
- In terms of concentration, discharge scenarios A and B are broadly equivalent just downstream of the discharge points.
- The conditions with regards to lower dilution possibilities in the inner parts of Gräsörenkanalen, at the discharge point Kanalen, are estimated to induce a larger impact area and also increase the risk of higher concentrations from a local perspective compared to the other discharge points.

- Moreover, this investigation shows that the discharge points Udden and foremost Älven from several aspects (e.g. levels of different substances, temperature impact etc.) are more suitable locations than Kanalen. This is due, among other things, to the periodically increased zinc content at Gräsörenbron as a result of other activities in Inre Hertsöfjärden, as well as the relatively smaller volume of water in the inner part of Gräsörenkanalen, which has a greater impact regardless of the aspects referred to.
- A certain local impact on water temperature is estimated to occur in surface water in winter for the discharge point Kanalen (discharge scenarios A and B), as well as for the discharge point Udden (discharge scenario B). For the discharge point Älven, the impact will be marginal. Regardless of the scenario, the temperature impact of the discharge is not expected to have any negative consequences of importance for the ecology of the area. The clearest consequence of the temperature impact is expected to be a decreased number of days with icecover in Gräsörenkanalen in comparison with today. This exact difference cannot be quantified as it also naturally to a large extent depends on the weather and future climate.

Innehållsförteckning

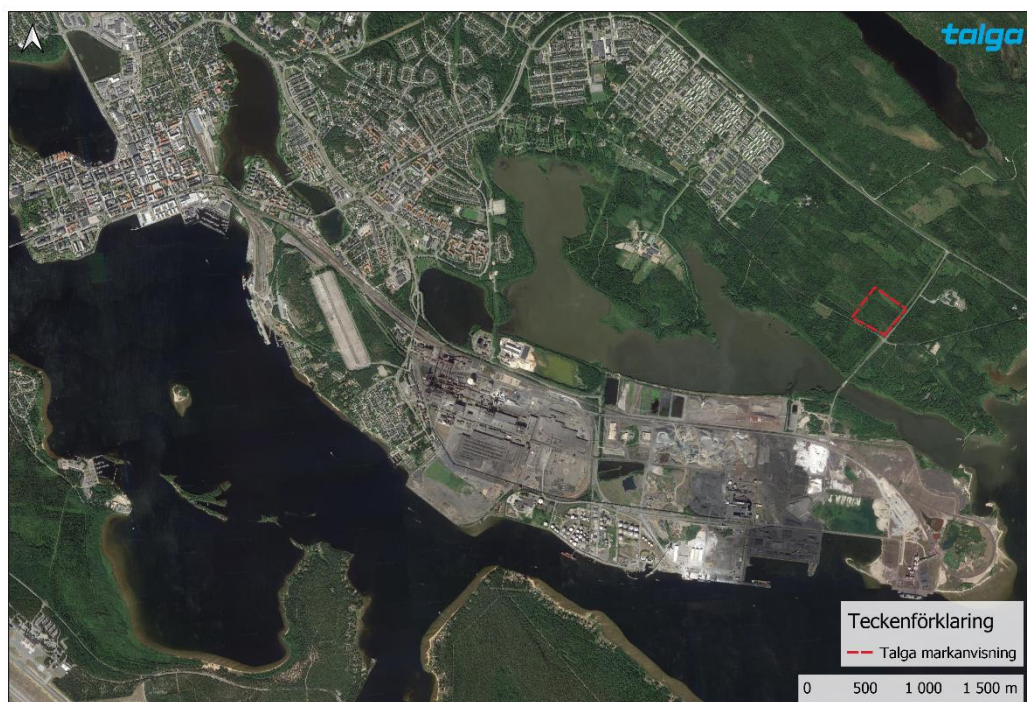
1	Inledning	1
1.1	Bakgrund och syfte	1
1.2	Avgränsningar	2
1.3	Miljö kvalitetsnormer, miljöstatus och icke-försämringskravet	4
1.4	Blandningszoner	4
1.5	Nuvarande status i Sörbrändöfjärden	6
1.6	Vattenkvalitet i Sörbrändöfjärden	8
1.6.1	Samtliga parametrar	8
1.6.2	Särskilda förorenande ämnen	9
1.6.3	Prioriterade ämnen	12
1.7	Vattenkvalitet och flöde i Gräsörenkanalen vid Gräsörenbron	16
2	Metod	17
3	Utsläppsdata	20
3.1	Relevanta parametrar	20
3.2	Särskilda förorenande ämnen	20
3.3	Prioriterade ämnen	22
4	Påverkansanalys	24
4.1	Beräknad belastning	24
4.2	Beräknade spädningstal	24
4.3	Utsläppets spridning och spädning	26
4.4	Spridning och utspädning av zink	31
4.5	Halter av zink och arsenik	33
4.6	Temperatur	35
5	Diskussion	38
6	Slutsatser	42
7	Referenser	43
	Bilaga A. Hydrodynamisk modell över Luleå kustvatten	44
	Bilaga B. Modellresultat temperaturpåverkan	56

Bilaga C. Modellresultat spädning	62
Bilaga D. Spädning av zink	68

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Talga AB (Talga) söker tillstånd enligt miljöbalken (1998:808) (MB) för etablering och drift av en anläggning för förädling av upp till 25 000 ton anrikad grafitkoncentrat per år och tillverkning av upp till 22 000 ton batterianodmaterial per år. Verksamheten planeras att lokaliseras till Hertsöfältet i Luleå kommun, se Figur 1.



Figur 1. Planerad placering av Talgas industriområde.

Renat processvatten (upp till 100 m³/h) och kylvatten (upp till 1 500 m³/h) kommer att släppas ut till vattenförekomsten Sörbrändöfjärden (WA36649894). Denna rapport har utgått ifrån att kylvatten kommer att tas från recipienten Sörbrändöfjärden.

Syftet med denna rapport är att utvärdera påverkan på den ekologiska och kemiska statusen i vattenförekomsten Sörbrändöfjärden, samt beräkna belastning på recipienten till följd av utsläpp av kyl- och processvatten från Talgas planerade anläggning. Syftet med rapporten är också att studera och utvärdera tre alternativa utsläppspunkter i Sörbrändöfjärden.

I denna rapport utvärderas tre olika utsläppspunkter för kylvatten och renat processavloppsvatten. Utsläppspunkterna presenteras i Figur 2.:

1. Kanalen
2. Udden
3. Älven

Påverkan har beräknats med hjälp av en hydrodynamisk modellering utifrån två olika scenarion (A och B) och utifrån två olika förhållanden (vintertid och sommartid). Samtliga utsläppspunkter i den hydrodynamiska modellen som har använts för att beräkna recipientpåverkan är placerade på 1 m djup, förutom Älven som är placerad på 3 m djup. Resultaten i rapporten avser 0,5 m djup.



Figur 2. Karta över utsläppspunkter som undersöks i denna rapport.

1.2 Avgränsningar

I denna utredning har fokus lagts på utvärdering av prioriterade och särskilda förorenande ämnen vilka ingår i klassificeringen av kemisk respektive ekologisk status i en vattenförekomst. Dessa ämnen förväntas förekomma i utsläppet från den sökta verksamheten, se avsnitt 0 för mer detaljer kring vilka ämnen som förekommer i utgående vatten. Utsläppet av totalfosfor är enligt uppgifter från Talga mindre än 25 µg/l. Detta är en lägre fosforhalt än i recipienten (se Tabell 3 och Tabell 6) och verksamheten bedöms

därmed inte påverka kvalitetsfaktorn näringsämnen i vare sig vattenförekomsten som helhet eller i utsläppets närzon. Talga har i skrivande stund inte beräknat vilka ammoniumkvävehalter som kommer uppstå i processvattnet, vilket innebär att framtida ammoniakhalter i recipienten inte har kunnat beräknas och utvärderas i denna rapport. En diskussion kring ammoniakkväve förs dock i avsnitt 5 kopplat till temperaturpåverkan från utsläppet av vatten från processen. Ingen bedömning görs mot övriga kvalitetsfaktorer i denna rapport.

Angränsande till Sörbrändöfjärden, på andra sidan av Gräsörenbron, finns Inre Hertsöfjärden som är klassad som en vattenförekomst. Utsläppspunkt Kanalen är placerad nedströms Gräsörenbron sett från Inre Hertsöfjärden. Rinnvägen under bron är begränsad av dammluckor och vattenkvaliteten i utsläppspunkt Kanalen bedöms inte påverka den uppströms liggande vattenförekomsten Inre Hertsöfjärden.

1.3 Miljökvalitetsnormer, miljöstatus och icke-försämringskravet

Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) och dess dotterdirektiv om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG), innebär att alla geografiskt indelade vattenförekomster (yt- och grundvatten), senast 2027, ska uppnå målsättningen god ekologisk och god kemisk status. Målsättningen för en vattenförekomsts miljöstatus kallas för miljökvalitetsnorm (MKN). Den summerar ett stort antal underliggande kvalitetsfaktorer, t.ex. fysikalisk-kemiska och biologiska. Dessa bedöms med hjälp av Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2019:25) som anger hur miljötillståndet för en vattenförekomst ska statusklassificeras.

I 5 kap. 4 § MB, samt i vattenförvaltningsförordningen (SFS 2004:660), fastslås det s.k. "icke försämringskravet" som innebär att en verksamhet eller en åtgärd inte får tillåtas om den ger upphov till en sådan ökad förorening att vattenmiljön försämras på ett otillåtet sätt eller om möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormen äventyras. Enligt Weserdomen (Mål C-461/13) inträffar en otillåten försämring redan om en av de relevanta kvalitetsfaktorerna försämras så mycket att vattenförekomsten, om statusen enbart bestämdes utifrån den kvalitetsfaktorn, skulle behöva karakteriseras till en lägre status. För kemiska ämnen finns bedömningsgrunder som innebär att beslutad halt inte får överskridas för något av de ingående ämnena om god ekologisk och kemisk status ska uppnås i vattenförekomsten. Det är därför mycket viktigt att en verksamhetsutövare känner till hur utsläpp av ämnen påverkar halterna i en vattenförekomst.

Den lokala miljöstatusen och utrymmet till vattenförekomstens bedömningsgrunder/gränsvärden sätter ramarna för hur stor andel miljöstörande ämnen en recipient kan belastas med. En verksamhets påverkan på sin recipient styrs därmed inte enbart av belastningen utan också av vattenförekomstens utformning, hydrodynamik och påverkan från andra källor (bakgrundshalt).

1.4 Blandningszoner

Kvalitetskraven för ytvatten gäller för vattenförekomster som helhet (2008/105/EG). Det innebär att halter av utsläppta ämnen i en blandningszon närmast utsläppskällan kan vara högre än recipientens bedömningsgrunder och gränsvärden.

I EU-direktivet om miljökvalitetsnormer (2008/105/EG), artikel 4, regleras s.k. blandningszoner. Blandningszoner är ett verktyg utformat att användas av myndigheter för att beskriva och avgöra en enskild verksamhets tillåtliga inverkan på en miljökvalitetsnorm. I artikeln rekommenderas att medlemsstater gör det möjligt att använda sig av blandningszoner, så länge det inte hindrar att relevanta miljökvalitetsnormer uppfylls i övriga delar av vattenförekomsten.

Till artikel 4, har en teknisk vägledning tagits fram (C2010-9369, 2010) tillsammans med teknisk bakgrund (CIS WFD, 2010), i ett samarbetsprojekt genom Europakommissionen, där samtliga medlemsstater har ingått, men även andra länder och organisationer. I den tekniska vägledningen beskrivs olika metoder för att identifiera blandningszoner och förslag på hur omfattningen av miljöpåverkan kan hanteras i olika typer av recipienter (t.ex. vattendrag, sjöar, estuarier och hav). Blandningszonskonceptet avser kemisk

ytvattenstatus men principen att mäta påverkan i en punkt efter att full omblandning uppnåtts i recipienten kan även användas för andra parametrar såsom särskilda förorenande ämnen (SFÄ).

Blandningszonskonceptet är en option för EU:s medlemsstater, som inte har implementerats i svensk lagstiftning. I praktiken tar dock svenska myndigheter, vid t.ex. villkorssättning för miljöfarlig verksamhet, hänsyn till utspädningseffekter i recipienten. Det råder därför oklarheter över hur stor påverkan från en verksamhet som är acceptabel, och i hur stor del av vattenförekomsten som denna påverkan får förekomma.

I de tekniska riktlinjerna (C2010-9369, 2010) rekommenderas ett stegvis tillvägagångssätt för att avgöra om ett utsläpp kan anses vara tillåtligt eller om åtgärder krävs för att minska påverkansområdets storlek. I det första steget jämförs halten i utsläppsvattnet med gällande gränsvärden. För de ämnen där halten överskrider dessa går man vidare till nästa steg. Där beräknas verksamhetens bidrag till blandningszonens slut och hur stor andel som detta bidrag utgör i förhållande till föreslagna tröskelvärden, vilka beror på t.ex. flöden och vattenförekomstens typ. För de ämnen där andelen är större än tröskelvärdet rekommenderas fortsatt utvärdering där blandningszonens storlek beräknas.

Bedömningen av Talgas förväntade påverkan på miljöstatus och möjligheten att uppnå Sörbrändöfjärdens miljökvalitetsnormer för ekologisk och kemisk status bygger på påverkansområdets storlek. Blandningszonen är generellt större än påverkansområdet (påverkansområdet är där bedömningsgrund eller gränsvärde överskrids).

1.5 Nuvarande status i Sörbrändöfjärden

Sörbrändöfjärden, se Figur 3, är en vattenförekomst med en area på 95 km².



Figur 3. Sörbrändöfjärden markerad med streckad linje. Lila prickar representerar provpunkter från den samordnade recipientkontrollen (SRK) Norrbotten. Röd prick representerar SSAB:s provpunkt vid Gräsörenbron.

Miljö kvalitetsnormen för Sörbrändöfjärden är satt till god ekologisk status och god kemisk ytvattenstatus, se Tabell 1.

Tabell 1. Miljö kvalitetsnormer för Sörbrändöfjärden. Källa: VISS (2022).

Miljö kvalitetsnorm 2021-12-20	
Ekologisk status	God ekologisk status
Kemisk ytvattenstatus	God kemisk ytvattenstatus
Undantag- mindre stränga krav	
Kviksilver och kvicksilverföreningar	Uppnår ej god kemisk ytvattenstatus
Bromerad difenyleter	Uppnår ej god kemisk ytvattenstatus
Undantag- senare målår	
Dioxiner och dioxinlika föreningar	God kemisk ytvattenstatus
Tidpunkt	Senare målår 2027

I Tabell 2 presenteras samtliga parametrar i klassningen av ekologisk och kemisk status för Sörbrändöfjärden. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna behandlas inte i denna rapport och redovisas därmed inte i tabellen nedan.

Tabell 2. Klassning av status i Sörbrändöfjärden enligt senaste bedömning. Källa: VISS (2022).

Status		År	Tillförlitlig- hetsklassning	Klassnings- osäkerhet högst 20 %
Ekologisk status	God			
Tillkomst/härkomst	Naturlig			
Kemisk status	Uppnår ej god			
Ekologisk status- Biologiska kvalitetsfaktorer				
Växtplankton	God	2013–2018		nej
Klorofyll a	God	2013–2018		nej
Totalbiomassa	Hög	2008	C– medel	
Makroalger och gömfröiga växter				
Bottenfauna	Ej klassad			
Ekologisk status- Fysikalisk-Kemiska kvalitetsfaktorer				
Syrgasförhållanden	Hög	2009–2011	C– medel	
Ljusförhållanden	Hög	2013–2018		ja
Näringsämnen	Hög	2013–2018		ja
Totalmängd kväve- sommar	Hög	2013–2018		ja
Totalmängd kväve- vinter	Hög	2009–2012	B– god	
Totalmängd fosfor- sommar	God	2013–2018		nej
Totalmängd fosfor- vinter	Hög	2009–2012	B– god	
Löst oorganiskt kväve (DIN)- vinter	Måttlig	2009–2012	B– god	
Löst oorganiskt fosfor (DIP)- vinter	Hög	2009–2012	B– god	
Särskilda förorenande ämnen	God		1– låg	
Arsenik	God	2013–2018	1– låg	
Koppar	God	2013–2018	2– medel	
Krom	God	2013–2018	1– låg	
Zink	God	2013–2018	1– låg	
Ammoniak	God	2015–2017	1– låg	
Kemisk status				
Prioriterade ämnen	Uppnår ej god		B- god	

Status		År	Tillförlitlig- hetsklassning	Klassnings- osäkerhet högst 20 %
<i>Bromerad difenyleter</i>	Uppnår ej god	-	2– medel	
<i>Naftalen</i>	Ej klassad			
<i>Bly och blyföreningar</i>	God	2013–2018	1– låg	
<i>Kadmium och kadmiumföreningar</i>	God	2013–2018	1– låg	
<i>Kvikksilver och kvikksilverföreningar</i>	Uppnår ej god	-	2– medel	
<i>Nickel och nickelföreningar</i>	God	2013–2018	1– låg	
<i>Dioxiner och dioxinlika föreningar</i>	Uppnår ej god	2005–2015	2– medel	
<i>Tributyltenn föreningar</i>	Uppnår ej god	2014–2015	1– låg	

1.6 Vattenkvalitet i Sörbrändöfjärden

Nedan presenteras provtagningsdata för Sörbrändöfjärden.

1.6.1 Samtliga parametrar

I Tabell 3 redovisas årsmedelvärden för de parametrar som provtagits i Sörbrändöfjärden (provpunkterna L2 och L3, se Figur 3) mellan 2018–2020 samt ett treårsmedelvärde. Provtagningen är utförd för den samordnade recipientkontrollen (SRK) Norrbotten.

Tabell 3. Årsmedelvärde 2018–2020 samt ett treårsmedelvärde av samtliga parametrar som provtagits i Sörbrändöfjärden (provpunkterna L2 och L3). För de tomma rutorna saknas data.

Parameter	2018	2019	2020	Medel 2018–2020
Alkalinitet - (mg HCO ₃ /l)		17,9	15,0	16,9
Magnesium Mg (end surgjort) - (mg/l)			15,5	15,4
Total-kväve - (µg/l)	160	193	164	172
Nitrit-kväve (NO ₂ -N) - (mg/l)	0,001	0,001	0,001	0,001
Vanadin V (filtrerat) - (µg/l)		0,210	0,275	0,243
Silver Ag (filtrerat) - (µg/l)		0,005	0,005	0,005
Nitrat-kväve (NO ₃ -N) - (mg/l)	0,050	0,050	0,050	0,050
Ammonium-kväve (NH ₄ -N) - (µg/l)	37,0	65,5	32,2	39,8
Kvikksilver Hg (filtrerat) - (µg/l)			0,050	0,050
Arsenik As (filtrerat) - (µg/l)	0,213	0,218	0,193	0,21
Kobolt Co (filtrerat) - (µg/l)			0,010	0,010
Klorid - (mg/l)		311	178	266
Klorofyll a - (µg/l)	2,42	2,28	1,87	2,19
Barium Ba (filtrerat) - (µg/l)			7,38	7,38
Kalcium Ca (end surgjort) - (mg/l)		12,7	8,91	10,8
DOC - (mg/l)	2,59	2,86	2,40	2,62

Parameter	2018	2019	2020	Medel 2018–2020
Fosfor P - (µg/l)	10,6	10,8	7,24	9,55
Hårdhet ber, som kalcium - (mg/l)			34,8	34,8
Färg (410 nm) - (mg Pt/l)		18,9	23,0	20,2
Fosfatfosfor (PO ₄ -P) - (mg/l)	0,009	0,003	0,003	0,006
Turbiditet - (FNU)	0,73	0,84	0,99	0,85
TOC - (mg/l)	2,90	2,94	2,66	2,83
Salinitet - (PSU)	1,00	0,56	0,36	0,64
pH	7,36	7,36	7,33	7,35
Krom Cr (filtrerat) - (µg/l)	0,073	0,054	0,046	0,057
Zink Zn (filtrerat) - (µg/l)	0,94	1,03	1,87	1,28
Koppar Cu (filtrerat) - (µg/l)	0,506	0,503	0,461	0,490
Bly Pb (filtrerat) - (µg/l)	0,019	0,018	0,018	0,018
Nickel Ni (filtrerat) - (µg/l)	0,288	0,373	0,313	0,324
Kadmium Cd (filtrerat) - (µg/l)	0,002	0,003	0,003	0,003

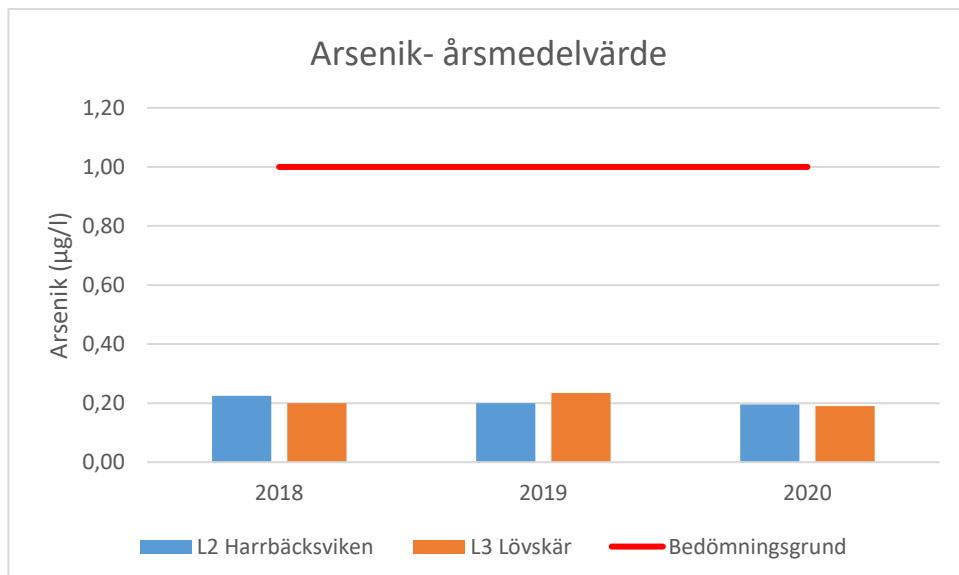
1.6.2 Särskilda förorenande ämnen

I Tabell 4 presenteras årsmedelvärden av arsenik-, krom-, zink- och kopparhalter i Sörbrändöfjärden mellan år 2018–2020, samt ett treårsmedelvärde. Provtagningen är utförd för den samordnade recipientkontrollen (SRK) Norrbotten. Årsmedelvärden redovisas separat för provtagningspunkterna L2 och L3 samt som ett medelvärde av de båda provtagningspunkterna. Treårsmedelvärdet är beräknat för de båda provtagningspunkterna tillsammans. Varje år har fyra provtagningar genomförts vid olika tidpunkter under året, förutom år 2019 då två av provtagningarna gjordes samma dag i september. Årsmedelvärdena presenteras även i Figur 4, Figur 5, Figur 6 och Figur 7. Antalet provtagningar är för få för att kunna säga något om årstidsvariationer. De bedömningsgrunder som redovisas i detta avsnitt avser kustvatten.

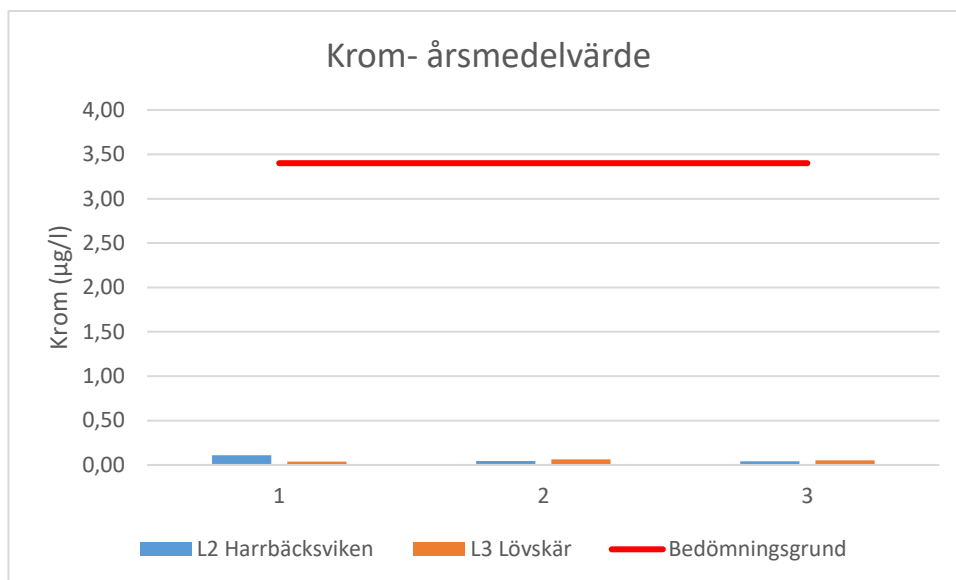
Tabell 4. Årsmedelvärde samt treårsmedelvärde för arsenik-, krom-, zink- och kopparhalt i Sörbrändöfjärden.

Parameter	År	L2	L3	Medel L2+L3	Medel 2018–2020	Bedömningsgrund (årsmedel)	Bedömningsgrund (max konc.)
Arsenik (µg/l)	2018	0,23	0,20	0,21			
	2019	0,20	0,24	0,22			
	2020	0,20	0,19	0,19	0,21	1,03*	1,58*
Krom (µg/l)	2018	0,11	0,04	0,07			
	2019	0,04	0,06	0,05			
	2020	0,04	0,05	0,05	0,06	3,4	
Zink (µg/l)	2018	0,98	0,90	0,94			
	2019	0,68	1,38	1,03			
	2020	1,90	1,84	1,87	1,28	1,65*	
Koppar (µg/l)	2018	0,59	0,42	0,51			
	2019	0,45	0,56	0,50			
	2020	0,46	0,46	0,46	0,49	1,45	

*För arsenik och zink är naturlig bakgrundshalt inkluderad i angiven bedömningsgrund. Källa naturlig bakgrundshalt för zink (0,55 µg/l): Vattenmyndigheterna (2017), arsenik (0,48 µg/l): Vattenmyndigheterna (2021).

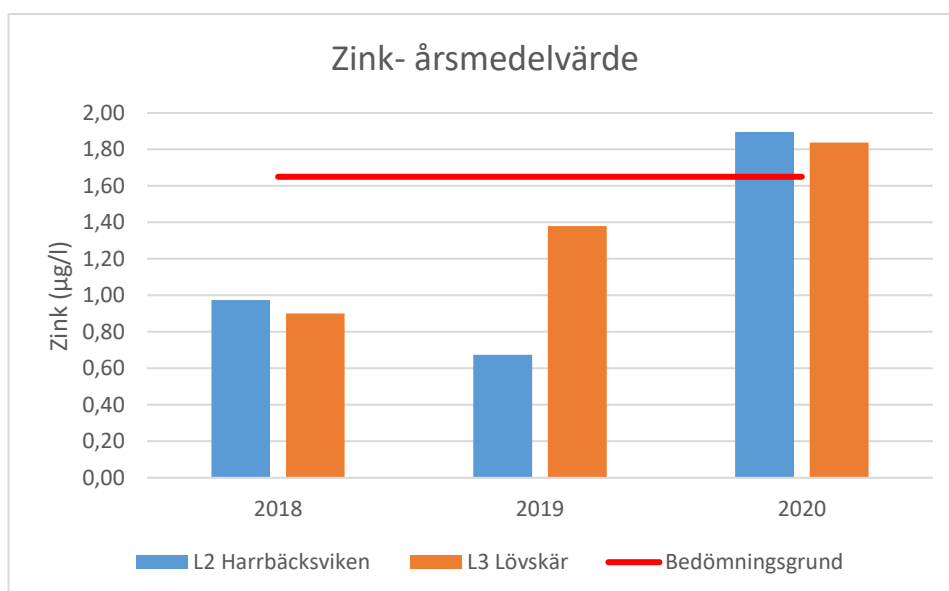


Figur 4. Årsmedelhalt av arsenik vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar bedömningsgrund för god status enligt HVMFS 2019:25.



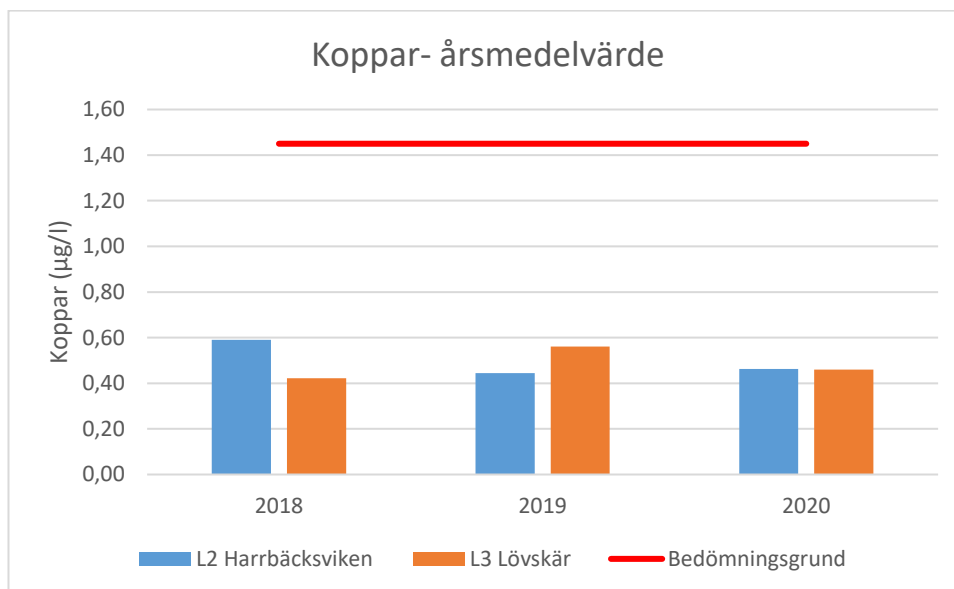
Figur 5. Årsmedelhalt av krom vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar bedömningsgrund för god status enligt HVMFS 2019:25.

Enligt Figur 4 och Figur 5 ligger arsenik- och kromhalten i Sörbrändöfjärden under bedömningsgrunden för god status med god marginal.



Figur 6. Årsmedelhalt av zink vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar bedömningsgrund för god status enligt HVMFS 2019:25.

Enligt Figur 6 överskrider zinkhalten i Sörbrändöfjärden bedömningsgrunden för god status år 2020. Övriga år ligger zinkhalten under bedömningsgrunden för god status.



Figur 7. Årsmedelhalt av koppar vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar bedömningsgrund för god status enligt HVMFS 2019:25.

Enligt Figur 7 ligger kopparhalten i Sörbrändöfjärden under bedömningsgrunden för god status med god marginal.

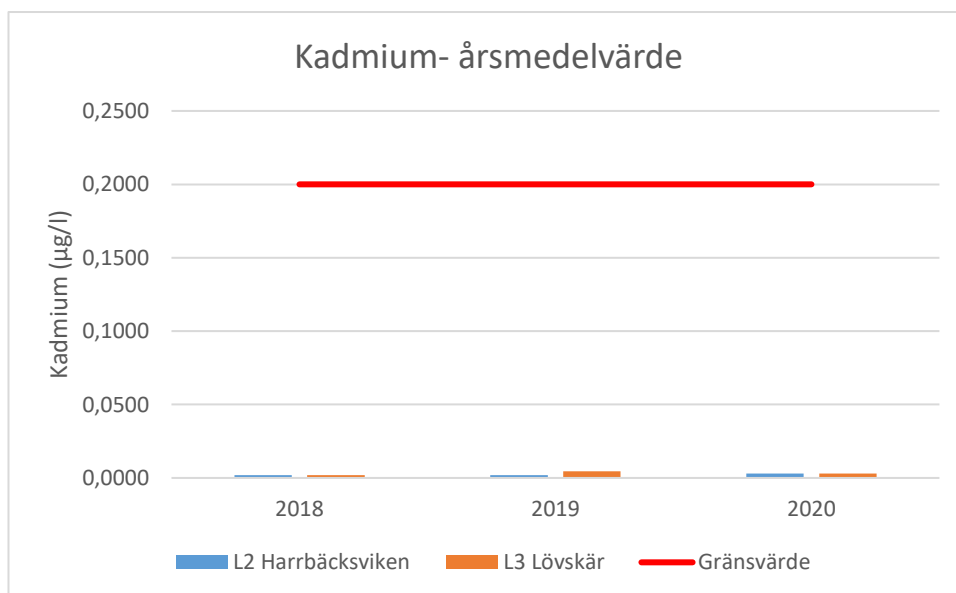
1.6.3 Prioriterade ämnen

I Tabell 5 presenteras årsmedelvärden av kadmium-, kvicksilver-, bly- och nickelhalter i Sörbrändöfjärden mellan år 2018–2020, samt ett treårsmedelvärde. Provtagningen är utförd för den samordnade recipientkontrollen (SRK) Norrbotten. Övriga prioriterade ämnen har inte provtagits inom SRK Norrbotten. Årsmedelvärden redovisas separat för L2 och L3 samt som ett medelvärde av de två provtagningspunkterna. Treårsmedelvärdet är beräknat för de två provtagningspunkterna tillsammans. Årsmedelvärdena presenteras även i Figur 8, Figur 9, Figur 10 och Figur 11. Varje år har fyra provtagningar genomförts vid olika tidpunkter under året, förutom år 2019 då två av provtagningarna gjordes samma dag i september. För kvicksilver har endast två provtagningar utförts, båda under år 2020. De gränsvärden som redovisas i detta avsnitt avser kustvatten.

Tabell 5. Årsmedelvärde samt treårsmedelvärde för kadmium-, kvicksilver-, bly-, och nickelhalter i Sörbrändöfjärden.

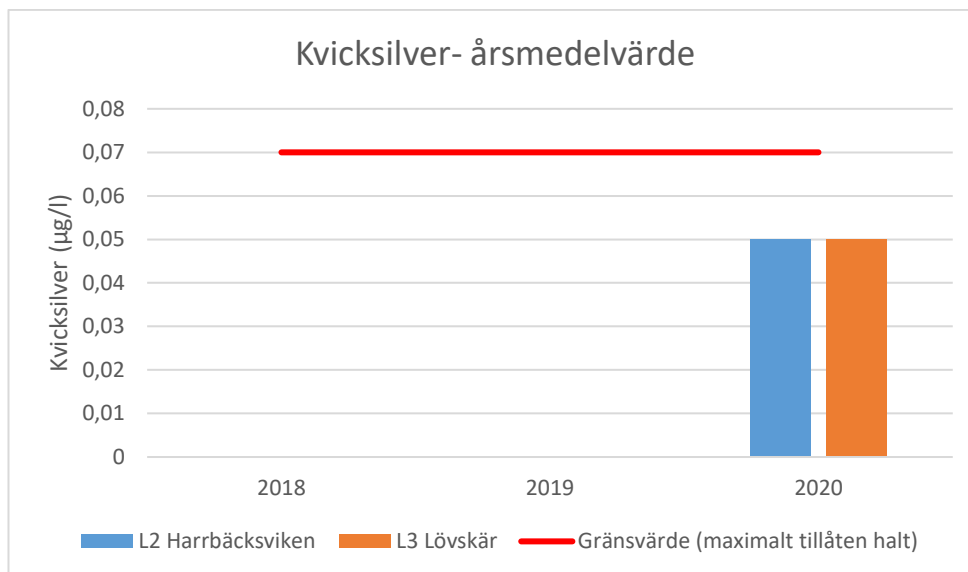
Parameter	År	L2	L3	Medel L2+L3	Medel 2018–2020	Gränsvärde (årsmedel)	Gränsvärde (max konc.)
Kadmium (µg/l)	2018	0,002	0,002	0,002	0,003	0,20	0,6
	2019	0,002	0,004	0,003			
	2020	0,003	0,003	0,003			
Kvicksilver* (µg/l)	2018	-	-	-	0,05	-	0,07
	2019	-	-	-			
	2020	0,05	0,05	0,05			
Bly (µg/l)	2018	0,03	0,01	0,02	0,018	1,30	14
	2019	0,01	0,02	0,02			
	2020	0,02	0,02	0,02			
Nickel (µg/l)	2018	0,29	0,28	0,29	0,324	8,60	34
	2019	0,31	0,44	0,37			
	2020	0,31	0,31	0,31			

*Samtliga provtagningar för kvicksilver (enbart 2 st vardera för L2 och L3 för 2020) ligger under rapporteringsgränsen (<0,1 µg/l) och redovisas som halva värdet av rapporteringsgränsen i tabellen. OBS! Rapporteringsgränsen är alltför hög för att ge en rättvis bild av den verkliga kvicksilverhalten, som sannolikt är betydligt lägre. 2018 och 2019 saknas provtagningsdata för kvicksilver

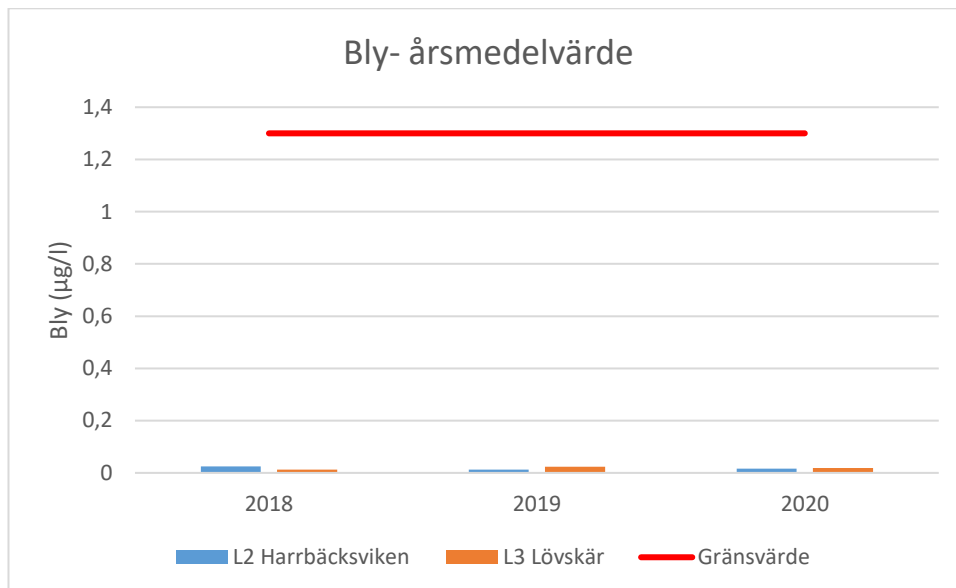


Figur 8. Årsmedelhalt av kadmium vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar gränsvärde för god status enligt HVMFS 2019:25.

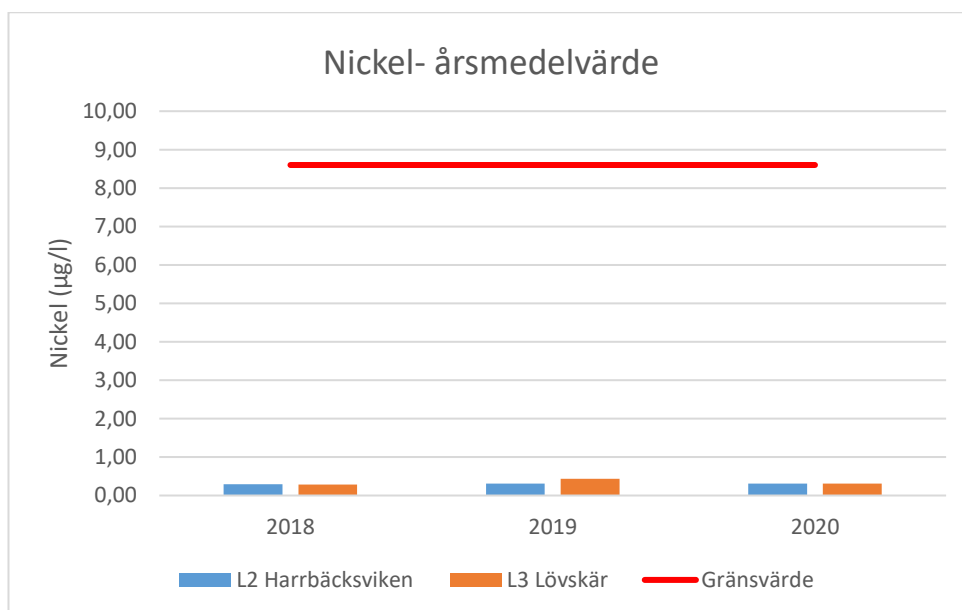
13(78)



Figur 9. Årsmedelhalt av kvicksilver vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar gränsvärde för god status enligt HVMFS 2019:25. Observera att gränsvärdet för kvicksilver gäller för maximalt tillåten halt. Samtliga provtagningar för kvicksilver (enbart 2 st vardera för L2 och L3 för 2020) låg under rapporteringsgränsen ($<0,1 \mu\text{g/l}$) och redovisas som halva värdet av rapporteringsgränsen i grafen. OBS! Rapporteringsgränsen är alltför hög för att ge en rättvis bild av den verkliga kvicksilverhalten, som sannolikt är betydligt lägre. 2018 och 2019 saknas provtagningsdata för kvicksilver.



Figur 10. Årsmedelhalt av bly vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar gränsvärde för god status enligt HVMFS 2019:25.



Figur 11. Årsmedelhalt av nickel vid provtagningsstationerna L2 Harrbäcksviken och L3 Lövsjär mellan 2018–2020. Rött streck representerar gränsvärde för god status enligt HVMFS 2019:25.

Enligt Figur 8–Figur 11 ligger kadmium-, kvicksilver-, bly- och nickelhalter i Sörbrändöfjärden under gränsvärdet för god status med god marginal.

1.7 Vattenkvalitet och flöde i Gräsörenkanalen vid Gräsörenbron

I Tabell 6 presenteras data för de parametrar som provtagits precis uppströms Gräsörenbron från februari 2018 till januari 2021. Provtagningen är utförd av SSAB (provpunkt 576, IHF, se Figur 3). Flödet vid Gräsörenbron har beräknats till 3,0 m³/s utifrån uppgifter om inflöden till Inre Hertsjöfjärden år 2019. Uppgifter om flöden kommer från LuleKraft och SSAB. Naturlig tillrinning har hämtats från SMHI:s modell S-HYPE.

Tabell 6. Medelvärde från februari 2018 till januari 2021 av de parametrar som provtagits direkt uppströms Gräsörenbron.

Parameter	Medel feb 2018-jan 2021
Acenaften - (µg/l)	0,039
Acenaftylen - (µg/l)	0,026
Antracen - (µg/l)	0,0087
Bens(a)antracen - (µg/l)	0,0088
Benso(a)pyren - (µg/l)	0,0082
Benso(b,k)fluoranten - (µg/l)	0,018
Benso(g,h,i)perylene - (µg/l)	0,0059
Dibens(a,h)antracen - (µg/l)	0,0050
Fenantren - (µg/l)	0,049
Fluoranten - (µg/l)	0,043
Fluoren - (µg/l)	0,036
Indeno(1,2,3-cd)pyren - (µg/l)	0,0067
Krysen - (µg/l)	0,0093
Naftalen - (µg/l)	0,082
Pyren - (µg/l)	0,025
Summa cancerogena PAH - (µg/l)	0,10
Summa PAH med hög molekylvikt - (µg/l)	0,15
Summa PAH med låg molekylvikt - (µg/l)	0,16
Summa PAH med medelhög molekylvikt - (µg/l)	0,19
Summa övriga PAH - (µg/l)	0,29
Arsenik As (filtrerat) - (µg/l)	0,38
Bly Pb (filtrerat) - (µg/l)	0,21
Kadmium Cd (filtrerat) - (µg/l)	0,0053
Kalcium Ca (filtrerat) - (mg/l)	12
Koppar Cu (filtrerat) - (µg/l)	1,2
Krom Cr (filtrerat) - (µg/l)	0,12
Magnesium Mg (filtrerat) - (mg/l)	9,4
Nickel Ni (filtrerat) - (µg/l)	0,55

Parameter	Medel feb 2018-jan 2021
Silver Ag (filtrerat) - (µg/l)	0,0050
Uran, U (filtrerat) - (µg/l)	0,15
Vanadin V (filtrerat) - (µg/l)	8,4
Zink Zn (filtrerat) - (µg/l)	3,3 (Median*: 2,2)
Absorbans 420nm/5cm - (A.U.)	0,072
DOC - (mg/l)	3,2
TOC - (mg/l)	4,2
Fosfatfosfor (PO ₄ -P) - (mg/l)	0,0052
Fosfor P - (mg/l)	0,025
Klorid - (mg/l)	120
Klorofyll a - (µg/l)	11
Nitratkväve (NO ₃ -N) - (mg/l)	0,25
Nitritkväve (NO ₂ -N) - (mg/l)	0,013
NH ₄ -N - (mg/l)	0,27
NH ₃ -N** - (µg/l)	2,9 (Median*: 2,4)
Sulfat - (mg/l)	36
Temperatur - (°C)	14
Total-kväve - (mg/l)	0,74
Turbiditet - (FNU)	5,6
PH vid 25°C	7,7
KOND vid 25°C	53

*Zink- och ammoniakkvävehalten vid Gräsörenbron varierar påtagligt vilket föranleder att medianvärdet används i denna utredning.

**Ammoniakhalten är beräknad utifrån uppmätt ammoniumhalt samt stödparametrarna pH och temperatur.

2 Metod

De påverkansanalyser som gjorts utgår ifrån bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25 och befintliga recipientdata.

För att kunna analysera eventuell påverkan på Sörbrändöfjärden till följd av utsläpp av vatten från Talgas anläggning granskades utsläppsdata som tillhandahållits från Talga. Dessa data bestod av information om vilka ämnen, och halter av dessa, som beräknats förekomma i utgående vatten från anläggningen.

Två olika uppsättningar utsläppsdata tillhandahölls från Talga, nedan benämnda utsläppsscenario A och B. Utsläppsscenario A motsvarar ett utsläpp av renat processvatten om 100 m³/h, medan utsläppsscenario B motsvarar ett utsläpp av renat processvatten som blandats med utgående kylvattenflöde till en total volym om 1 600 m³/h. Scenario A innebär ett utsläpp av högre halter men en mindre vattenvolym,

medan scenario B innebär ett utsläpp av en större vattenvolym men med lägre halter. Det renade processvattnet (utsläppsscenario A) kommer emellertid att släppas ut tillsammans med en viss andel kylvatten. Volymen kylvatten kommer i praktiken kunna variera, där utsläppsscenario B beskriver den maximala volym kyl- och processvatten som planeras släppas ut från anläggningen. Därmed beskriver utsläppsscenario A och B två ytterligheter: utsläppsscenario A är ett värsta fall ur ett haltperspektiv och utsläppsscenario B ett värsta fall ur ett belastningsperspektiv.

För de ämnen i utgående vatten som beräknats uppgå till högre halter än angivna bedömningsgrunder och gränsvärden i HVMFS 2019:25, och som därmed riskerar att påverka den ekologiska eller kemiska statusen i recipienten, genomfördes en fortsatt utvärdering av eventuell påverkan på vattenkemin i recipienten.

Nulägesbelastningen i recipienten beräknades utifrån uppmätta halter precis uppströms Gräsörenbron (data från SSAB feb 2018-jan 2021, se Tabell 6), samt ett beräknat flöde på 3,0 m³/s vid Gräsörenbron, se avsnitt 1.7. Belastningen från Talgas planerade verksamhet beräknades utifrån halt och flöde av renat processvatten och kylvatten (Tabell 7).

För de utsläppsp parametrar som riskerade att påverka statusen i recipienten beräknades ett spädningstal enligt en förenklad ekvation, Ekvation 1. Spädningstalet motsvarar det minsta antalet gånger utsläppet måste spädas för att nå en koncentration som ger god status i recipienten.

$$\text{Spädningstal} = \frac{\text{Utsläppshalt}}{\text{Halt för god status enligt bedömningsgrund} - \text{Bakgrundshalt i recipient}} \quad (1)$$

Provtagningsdata som använts som bakgrundshalt i recipienten presenteras i avsnitt 1.5. För samtliga utsläppspunkter har data från provtagningspunkterna Harrbäcksviken (L2) och Lövskär (L3) i den samordnade recipientkontrollen (SRK Norrbotten) använts. Provpunkterna L2 och L3 bedöms vara representativa för vattenförekomsten Sörbrändöfjärden som helhet. Varje år har fyra provtagningar genomförts vid olika tidpunkter under året, förutom år 2019 då två av provtagningarna gjordes samma dag i september. För kvicksilver har endast två provtagningar utförts, båda under år 2020. Enligt provtagningar som SSAB utfört vid Gräsörenbron (avsnitt 1.6) är halten av några parametrar i Gräsörenkanalen förhöjd under vissa perioder på grund av verksamheter i Inre Hertsöfjärden. I avsnitt 5 diskuteras den kumulativa påverkan som kan uppstå i kanalen med avseende på andra verksamheter i Inre Hertsöfjärden.

Provtagningar av kvicksilver i provpunkterna L2 och L3 faller alla under detektionsgränsen (0,1 µg/l). Då detektionsgränsen är hög användes istället provtagningsdata från SLU:s miljöövervakning i Luleälven där en betydligt lägre detektionsgräns använts. Bakgrundshalten av kvicksilver sattes enligt denna data till 0,001 µg/l (medelvärde 2018–2020).

Sörbrändöfjärden är klassificerad som en kustvattenförekomst och omfattas därmed av bedömningsgrunder för kustvatten. Vattnet som rinner genom Gräsörenkanalen kommer dock från Inre Hertsöfjärden (inlandsvatten). Därför gjordes i denna rapport jämförelser

mot både bedömningsgrunder för kustvatten och inlandsvatten, för utsläppspunkt Kanalen. För utsläppspunkterna Udden och Älven gjordes endast en jämförelse mot bedömningsgrunder för kustvatten, då de båda utsläppspunkterna ligger i utkanten av Gräsörenkanalen.

För koppar, zink, nickel och bly avser bedömningsgrunder för inlandsvatten, enligt HVMFS 2019:25, biotillgängliga halter. För att kunna jämföra mot dessa har de beräknade lösta halterna räknats om till biotillgängliga halter med hjälp av programvaran Bio-met bioavailability tool (version 5.0) utifrån löst metallhalt, pH, DOC och kalciumhalt. DOC-halt hämtades från SSAB:s provtagningar vid Gräsörenbron. pH och kalciumhalt hämtades från provtagningar i provpunkterna L2 och L3.

För att analysera hur stort påverkansområdet från Talgas utsläpp kan bli har simuleringar gjorts med en hydrodynamisk tredimensionell modell (TELEMAC 3D). Modellen har använts för att simulera:

- Utsläpp från tre alternativa utsläppspunkter
- Två olika utsläppsscenarier (A och B)
- Två olika förhållanden i recipienten (vinter och sommar)

För en mer detaljerad beskrivning av modellen och dess tekniska specifikationer, se Bilaga A.

De högsta halttillskotten och totala halter av zink och arsenik som går att beräkna med modellens upplösning har även tagits fram för de olika utsläppspunkterna. Halttillskotten har beräknats utifrån modellerade spädningstal och utsläppshalt. De totala halterna har beräknats genom att summera tillskottet med bakgrundshalten, som motsvarar den uppmätta halten i provpunkterna L2 och L3 (Tabell 4). För utsläppspunkt Kanalen har även totala halter beräknats då bakgrundshalten motsvarar den uppmätta halten vid Gräsörenbron (Tabell 6).

3 Utsläppsdata

3.1 Relevanta parametrar

I Tabell 7 presenteras utsläppsdata avseende relevanta parametrar från Talgas planerade anläggning (efter rening) för utsläppsscenario A och utsläppsscenario B. Parametrar i utsläppsvattnet som inte omfattas av bedömningsgrunder eller gränsvärden enligt HVMFS 2019:25 redovisas inte i tabellen nedan.

Tabell 7. Utsläppsdata av relevanta parametrar i utgående vatten från Talgas planerade anläggning.

Parameter	Enhet	Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B
Flöde	(m ³ /h)	100	1 600
Temp	(°C)	25	20
As	(µg/l)	30	2,3
Cd	(µg/l)	0,5	0,05
Cr	(µg/l)	50	3,2
Cu	(µg/l)	10	1,9
Ni	(µg/l)	10	1,1
Pb	(µg/l)	5	0,48
Zn	(µg/l)	50	4,3
Hg	(µg/l)	0,1	0,008
U	(µg/l)	0,05	0,0031

Enligt Tabell 7 innebär utsläppsscenario A ett lägre flöde med högre halter i det utgående vattnet, medan utsläppsscenario B innebär ett högre flöde och lägre halter. I den planerade verksamheten kommer det reade processvattnet att släppas ut tillsammans med kylvattnet så som det görs i Scenario B. Scenario A är därför endast ett teoretiskt scenario.

3.2 Särskilda förorenande ämnen

I Tabell 8 presenteras utsläppsdata från Talgas planerade verksamhet för utsläppsscenario A och B med tillhörande bedömningsgrunder för god status enligt HVMFS 2019:25 med avseende på kustvatten.

De parametrar som överskrider bedömningsgrunderna för god status i utgående vatten, och som därmed är aktuella att analysera ytterligare, är, för utsläppsscenario A, arsenik, krom, koppar och zink. För utsläppsscenario B överskrider arsenik, koppar och zink bedömningsgrunderna för god status i utgående vatten. Arsenik överskrider även maximal tillåten koncentration i utgående vatten för både utsläppsscenario A och B.

Tabell 8. Utsläpp av särskilda förorenande ämnen med tillhörande bedömningsgrunder för kustvatten. Röd färg innebär att utsläppet överskrider bedömningsgrunden för kustvatten för god

status enligt HVMFS 2019:25 i utgående vatten och grön färg innebär att utsläppet ligger under gränsvärdet.

Parameter	Enhet	Utsläpp		Bedömningsgrund kustvatten	
		Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B	Årsmedel	Maximal tillåten konc.
As	(µg/l)	30	2,3	1,03*	1,58*
Cr	(µg/l)	50	3,2	3,4	-
U	(µg/l)	0,05	0,0031	0,17**	8,6**
Cu	(µg/l)	10	1,9	1,45	-
Zn	(µg/l)	50	4,3	1,65*	-

*För arsenik och zink är naturlig bakgrundhalt inkluderad i angiven bedömningsgrund. Källa naturlig bakgrundshalt för zink (0,55 µg/l): Vattenmyndigheterna (2017), arsenik (0,48 µg/l): Vattenmyndigheterna (2021).

**Naturlig bakgrundshalt för uran har ej inkluderats i angivet tabellvärde då utsläppshalterna underskrider bedömningsgrund med god marginal.

I Figur 9 presenteras utsläppsdata från Talgas planerade verksamhet för utsläppsscenario A och B med tillhörande bedömningsgrunder för god status med avseende på inlandsvatten. Bedömningsgrunderna för koppar och zink avser biotillgänglig halt och har jämförts med utsläppshalt omräknad till biotillgänglig halt (denna presenteras inom parentes i tabellen).

De parametrar som överskrider bedömningsgrunderna för god status i utgående vatten, och som därmed är aktuella att analysera ytterligare, är, för utsläppsscenario A, arsenik, krom och zink. För utsläppsscenario B överskrider endast arsenik bedömningsgrunden för god status i utgående vatten. Arsenik överskrider även maximal tillåten koncentration i utgående vatten för utsläppsscenario A.

Tabell 9. Utsläpp av särskilda förorenande ämnen med tillhörande bedömningsgrunder för inlandsvatten. Utsläppshalt inom parentes avser biotillgänglig halt. Röd färg innebär att utsläppet överskrider bedömningsgrunden för inlandsvatten för god status enligt HVMFS 2019:25 i utgående vatten och grön färg innebär att utsläppet ligger under gränsvärdet.

Parameter	Enhet	Utsläpp		Bedömningsgrund inlandsvatten	
		Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B	Årsmedel	Maximal tillåten konc.
As	(µg/l)	30	2,3	0,7*	8,1*
Cr	(µg/l)	50	3,2	3,4	-
U	(µg/l)	0,05	0,0031	0,17**	8,6**
Cu	(µg/l)	10 (0,56)	1,9 (0,11)	0,5 (biotillgänglig halt)	-
Zn	(µg/l)	50 (25)	4,3 (2,1)	6,33* (biotillgänglig halt)	-

*För arsenik och zink är naturlig bakgrundhalt inkluderad i angiven bedömningsgrund. Källa naturlig bakgrundshalt för zink (1,69 µg/l): Vattenmyndigheterna (2017), arsenik (0,2 µg/l): Herbert et. al. (2009).
 **Naturlig bakgrundshalt för uran har ej inkluderats i angivet tabellvärde då utsläppshalterna underskrider bedömningsgrund med god marginal.

3.3 Prioriterade ämnen

I Tabell 10 presenteras utsläppsdata från Talgas planerade verksamhet för utsläppsscenario A och B med tillhörande gränsvärden för god status enligt HVMFS 2019:25 med avseende på kustvatten.

De parametrar som överskrider gränsvärdena för god status i utgående vatten, och som därmed är aktuella att analysera ytterligare, är, för utsläppsscenario A, kadmium, bly och nickel. För utsläppsscenario B överskrider ingen parameter gränsvärdena för god status i utgående vatten. Kvicksilver överskrider maximal tillåten koncentration i utgående vatten för utsläppsscenario A.

Tabell 10. Utsläpp av prioriterade ämnen med tillhörande gränsvärden för kustvatten. Röd färg innebär att utsläppet överskrider gränsvärdet för kustvatten för god status enligt HVMFS 2019:25 i utgående vatten och grön färg innebär att utsläppet ligger under gränsvärdet.

Parameter	Enhet	Utsläpp		Gränsvärde kustvatten	
		Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B	Årsmedel	Maximal tillåten konc.
Cd	(µg/l)	0,5	0,05	0,2	0,6
Hg	(µg/l)	0,1	0,008	-	0,07
Pb	(µg/l)	5	0,48	1,3	14
Ni	(µg/l)	10	1,1	8,6	34

I Tabell 11 presenteras utsläppsdata från Talgas planerade verksamhet för utsläppsscenario A och B med tillhörande gränsvärden för god status med avseende på inlandsvatten. Gränsvärdena för bly och nickel avser biotillgänglig halt och har jämförts med utsläppshalt omräknad till biotillgänglig halt (denna presenteras inom parentes i tabellen).

De parametrar som överskrider gränsvärdena för god status i utgående vatten, och som därmed är aktuella att analysera ytterligare, är, för utsläppsscenario A, kadmium och nickel. För utsläppsscenario B överskrider ingen parameter gränsvärdena för god status i utgående vatten. Kvicksilver överskrider maximal tillåten koncentration i utgående vatten för utsläppsscenario A.

Tabell 11. Utsläpp av prioriterade ämnen med tillhörande gränsvärden för inlandsvatten. Utsläppshalt inom parentes avser biotillgänglig halt. Röd färg innebär att utsläppet överskrider gränsvärdet för kustvatten för god status enligt HVMFS 2019:25 i utgående vatten och grön färg innebär att utsläppet ligger under gränsvärdet.

Parameter	Enhet	Utsläpp		Gränsvärde inlandsvatten	
		Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B	Årsmedel	Maximal tillåten konc.
Cd	(µg/l)	0,5	0,05	0,09	0,6
Hg	(µg/l)	0,1	0,008		0,07
Pb	(µg/l)	5 (0,7)	0,48 (0,07)	1,2 (biotillgänglig halt)	14
Ni	(µg/l)	10 (4,4)	1,1 (0,48)	4,0 (biotillgänglig halt)	14

4 Påverkansanalys

Nedan presenteras genomförd påverkansanalys för samtliga utsläppspunkter.

4.1 Beräknad belastning

I Tabell 12 presenteras beräknad belastning på Sörbrändöfjärden från Inre Hertsjöfjärden samt från Talgas verksamhet för utsläppsscenario A samt utsläppsscenario B. I tabellen presenteras även vilken andel Talgas belastning motsvarar av den totala belastningen i recipienten.

Tabell 12. Beräknad belastning från Inre Hertsjöfjärden samt från Talgas verksamhet för utsläppsscenario A och utsläppsscenario B samt viken andel Talgas belastning motsvarar av den totala belastningen.

Parameter	Inre Hertsjöfjärden	Talga (Scenario A)		Talga (Scenario B)	
	Belastning (kg/år)	Belastning (kg/år)	Andel	Belastning (kg/år)	Andel
Arsenik	36	26	42%	32	47%
Krom	12	44	79%	45	80%
Uran	14	0,044	0,31%	0,044	0,31%
Koppar	115	8,8	7,1%	26	19%
Zink	208	44	17%	60	22%
Kadmium	0,50	0,44	47%	0,65	57%
Kvicksilver	0,072	0,088	55%	0,11	61%
Bly	20	4,4	18%	6,7	25%
Nickel	52	8,8	14%	15	23%

Enligt Tabell 12 beräknas den högsta belastningen från Talgas planerade verksamhet vara från krom och zink. Andelen krom från verksamheten, av den totala belastningen av krom i recipienten, beräknas bli ungefär 79 % för utsläppsscenario A och 80 % för utsläppsscenario B. Detta motsvarar den högsta andelen i jämförelse med övriga parametrar. Utsläppet av arsenik, kadmium och kvicksilver förväntas bidra med en andel av runt 40–60 % av den totala belastningen för respektive parameter. Samtliga parametrar har något högre belastning för utsläppsscenario B än för utsläppsscenario A. Detta beror på att en större volym vatten släpps till recipienten vid utsläppsscenario B. Eftersom utsläppsscenario B beskriver maximal volym kyl- och processvatten är detta ett värsta scenario ur ett belastningsperspektiv.

4.2 Beräknade spädningstal

I Tabell 13 redovisas spädningstal för att uppnå god status för kustvatten enligt Ekvation 1 (se avsnitt 2) för parametrar med utsläppshalter över bedömningsgrunder eller gränsvärden. Parametrar med utsläppshalter under bedömningsgrunder eller gränsvärden redovisas inte i tabellen. Se Tabell 8 och Tabell 10 för utsläppshalt samt halt för god status enligt bedömningsgrund eller gränsvärde. Se Tabell 4 och Tabell 5 för bakgrundshalter i Sörbrändöfjärden. Där inget spädningstal anges behöver

utsläppshalten för given parameter inte spädas för att uppnå god status i recipient. Samtliga spädningstal är avrundade uppåt till heltal.

Tabell 13. Spädningstal för att uppnå god status enligt bedömningsgrunder och gränsvärden för kustvatten enligt HVMFS 2019:25. Där inget spädningstal anges (-) behöver utsläppshalten för given parameter inte spädas för att uppnå god status i recipient.

	Parameter	Spädningstal (kustvatten)	
		Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B
Särskilda förorenande ämnen	As	37	3
	Cr	15	1
	Cu	11	2
	Zn	135 (74)*	12 (7)*
Prioriterade ämnen	Cd	3	-
	Pb	4	-
	Ni	2	-

*Spädningstal inom parentes är beräknat med en bakgrundhalt exklusive provtagningsdata från 10 mars 2020.

Spädningstalen är beräknade med ett medelvärde av bakgrundshalten i recipienten för perioden 2018–2020. Provtagningsdata från den 10 mars 2020 visade som nämnts ovan på anmärkningsvärt höga zinkhalter. Medelvärdet för detta år blev därmed nästan dubbelt så högt jämfört med tidigare år, se Tabell 4. Detta medförde i sig ett högt medelvärde för zink 2018–2020. Om provtagningen den 10 mars 2020 exkluderas blir medelvärdet för de tre åren istället 0,97 µg/l. Detta ger ett spädningstal för att uppnå god status för zink på 74 för utsläppsscenario A samt 7 för utsläppsscenario B. Tidigare provtagningsdata från 2014–2016 i provpunkterna L2 och L3 visar att koncentrationen av zink i medelhalt uppmätts till under 1 µg/l. Det höga värdet i mars tycks därmed vara ett avvikande värde. Arsenik (utsläppsscenario A och B) och kvicksilver (utsläppsscenario A) överskrider bedömningsgrunden respektive gränsvärdet för maximal tillåten koncentration för kustvatten. I Tabell 14 redovisas spädningstal för att underskrida maximal tillåten koncentration.

Tabell 14. Spädningstal för att underskrida bedömningsgrund för maximal tillåten koncentration i kustvatten enligt HVMFS 2019:25. Där inget spädningstal anges (-) behöver utsläppshalten för given parameter inte spädas för att uppnå god status i recipient.

Parameter	Spädningstal maximal tillåten koncentration (kustvatten)	
	Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B
As	22	2
Hg	2	-

I Tabell 15 redovisas spädningstal för att uppnå god status för inlandsvatten enligt Ekvation 1 för parametrar med utsläppshalter över bedömningsgrunder eller gränsvärden. Parametrar med utsläppshalter under bedömningsgrunder eller gränsvärden redovisas inte i tabellen. Se Tabell 9 och Tabell 11 för utsläppshalt samt halt för god status enligt

bedömningsgrund eller gränsvärde. Se Tabell 4 och Tabell 5 för bakgrundshalter i Sörbrändöfjärden. Där inget spädningstal anges behöver utsläppshalten för given parameter inte spädas för att uppnå god status i recipient. Samtliga spädningstal är avrundade uppåt till heltal.

Tabell 15. Spädningstal för att uppnå god status enligt bedömningsgrunder och gränsvärden för inlandsvatten enligt HVMFS 2019:25. Där inget spädningstal anges (-) behöver utsläppshalten för given parameter inte spädas för att uppnå god status i recipient.

	Parameter	Spädningstal (inlandsvatten)	
		Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B
Särskilda förorenande ämnen	As	61	5
	Cr	15	1
	Cu	2	-
	Zn	5 (5)*	-
Prioriterade ämnen	Cd	6	-
	Pb	-	-
	Ni	2	-

*Spädningstal inom parentes är beräknad med en bakgrundhalt exklusive provtagningsdata från 10 mars 2020. På grund av att bedömningsgrunden för zink för inlandsvatten är betydligt högre än bakgrundshalten i recipienten blir skillnaden mellan de beräknade spädningstalen, med och utan det avvikande provtagningsvärdet, marginell (observera att avrundade spädningstal presenteras i tabellen).

Kviksilver och arsenik överskrider bedömningsgrunden för maximal tillåten koncentration för inlandsvatten för utsläppsscenario A. I Tabell 16 redovisas spädningstal för att underskrida maximal tillåten koncentration.

Tabell 16. Spädningstal för att underskrida gränsvärde för maximal tillåten koncentration i inlandsvatten enligt HVMFS 2019:25. Där inget spädningstal anges (-) behöver utsläppshalten för given parameter inte spädas för att uppnå god status i recipient.

Parameter	Spädningstal maximal tillåten koncentration (inlandsvatten)	
	Utsläppsscenario A	Utsläppsscenario B
As	4	-
Hg	2	-

4.3 Utsläppets spridning och spädning

Av de två olika förhållandena i recipienten, vinter och sommar, ger vinter de största påverkansområdena för utsläppspunkten Kanalen. Under sommaren är flödet i Gräsörenkanalen högre än under vintern på grund av kylvattenutsläpp från Lulekraft i Inre Hertsöfjärden och utsläppet i Kanalen späds då snabbare. För utsläppspunkt Udden och Älven ger istället sommarförhållanden de största påverkansområdena eftersom flödet från Luleälven är lägre under sommaren (Tabell 25). Nedan presenteras modellresultat för utsläppsscenario A och B, uppdelat på utsläppspunkterna Kanalen, Udden och Älven, vid

26(78)

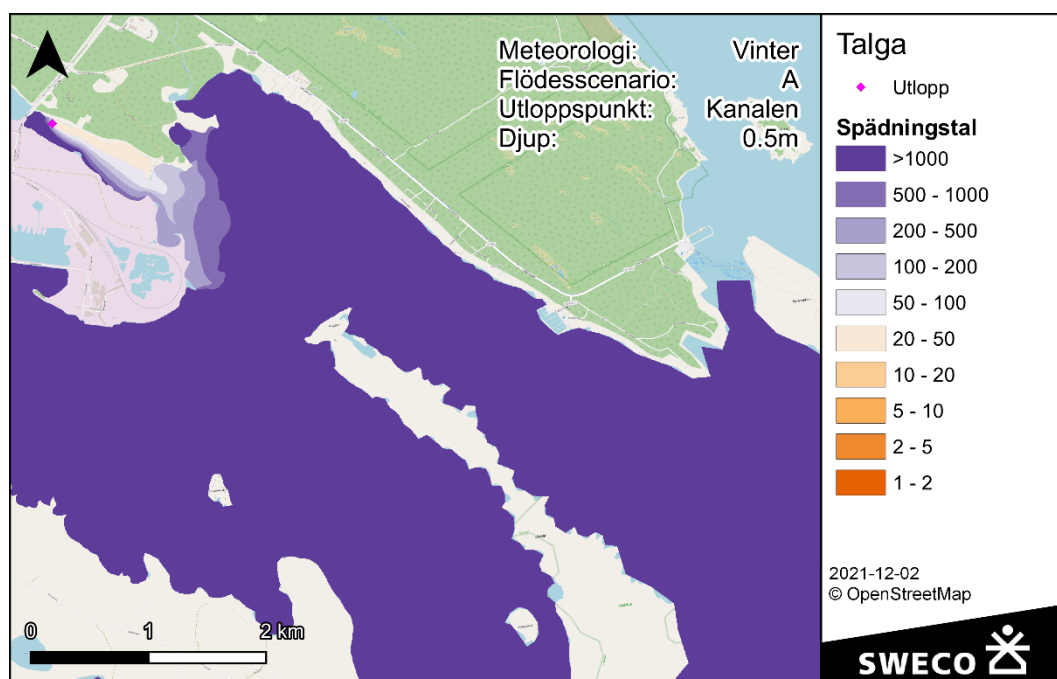
RAPPORT
2022-06-23

BEDÖMNING AV RECIPIENTPÅVERKAN FRÅN PLANERAD
ANLÄGGNING, HERTSÖFÄLTET, LULEÅ

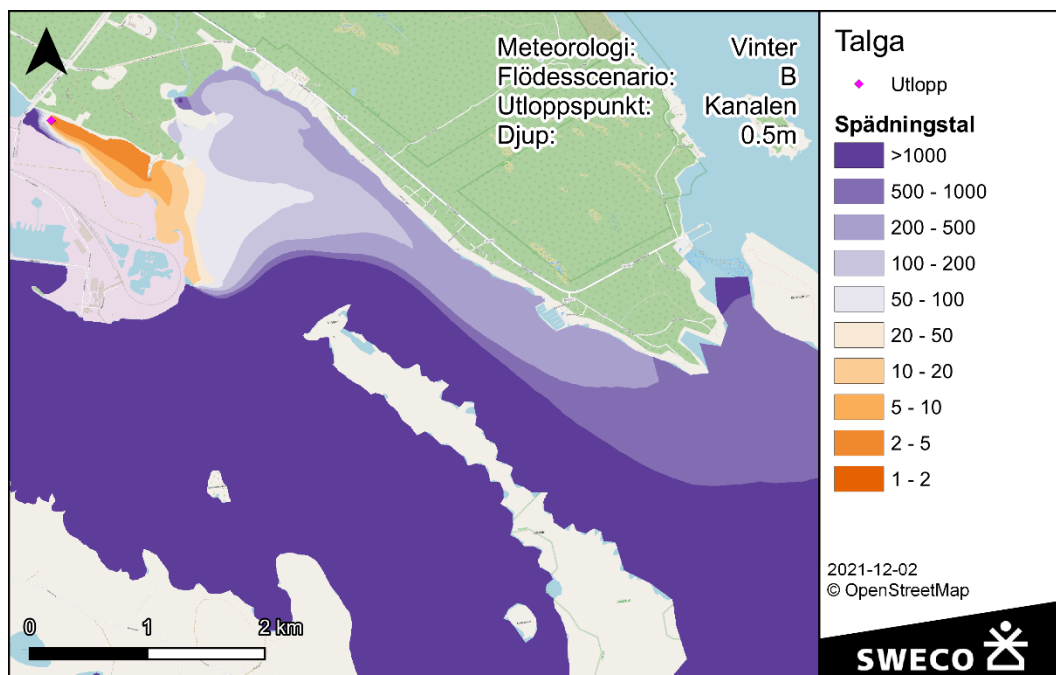
de förhållanden där påverkansområdet blir som störst (vintertid/sommartid). Samtliga modellresultat presenteras i Bilaga C.

Utsläppspunkt Kanalen (vintertid)

I Figur 12 presenteras modellerad spädning och spridning i utsläppspunkt Kanalen, vintertid för utsläppsscenario A (lågt flöde, hög koncentration). I Figur 13 presenteras modellerad spädning i utsläppspunkt Kanalen, vintertid för utsläppsscenario B (høgt flöde, låg koncentration).



Figur 12. Modellerad spridning/utspädning **vinter**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal under simuleringsperioden för utsläpp från **Kanalen**. Utsläppsscenario **A**. Det lägsta spädningstalet som kan visas med modellens upplösning är 29.



Figur 13. Modellerad spridning/utspädning **vinter**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal under simuleringsperioden för utsläpp från **Kanalen**. Utsläppsscenario **B**. Det lägsta spädningstalet som kan visas med modellens upplösning är 2.

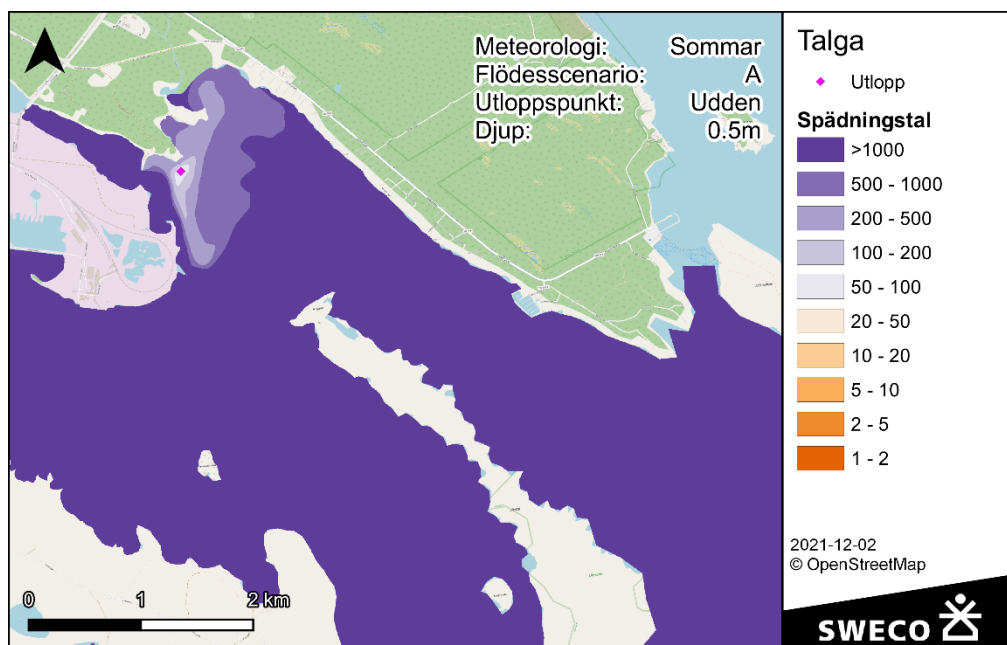
Förutom zink och arsenik har samtliga parametrar ett spädningstal under 16 för utsläppsscenario A, se Tabell 13 (kustvatten) och Tabell 15 (inlandsvatten). Observera att det lägsta spädningstalet för detta scenario som kan visas med modellens upplösning är 29 (Figur 12). Modellens upplösning varierar och är som finast 15–20 m.

För utsläppsscenario B har alla parametrar, förutom zink och arsenik, spädningstal under 2 (spädningstalet som anges för koppar i Tabell 13 är avrundat uppåt).

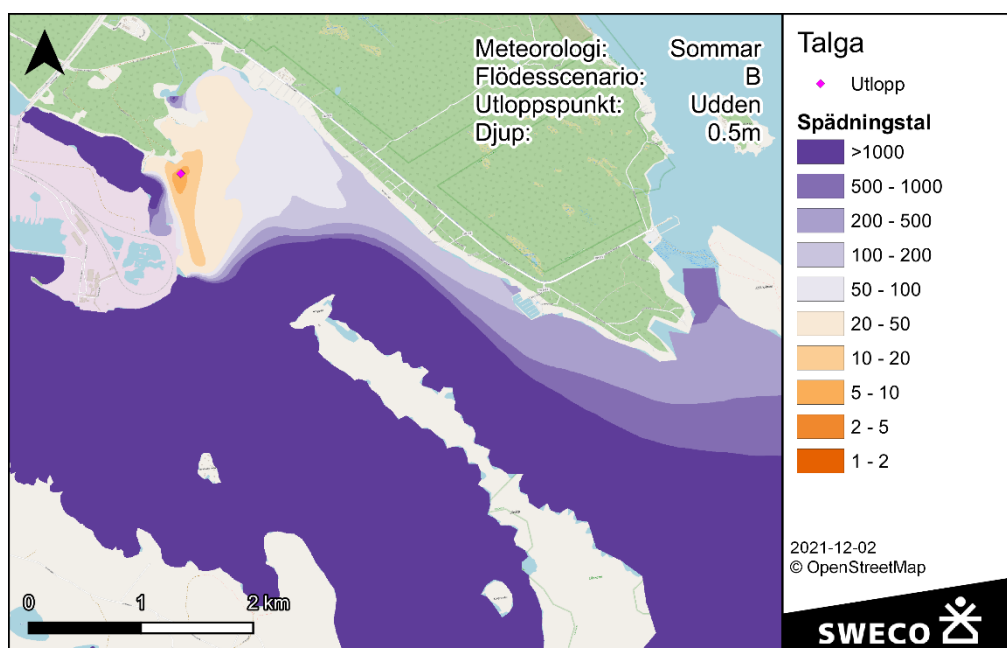
Enligt Figur 12 och Figur 13 sker i princip omedelbart en utspädning av majoriteten av parametrarna till halter som motsvarar god status oavsett bedömningsgrund för kust- eller inlandsvatten. För arsenik och zink krävs en viss spädning för att underskrida respektive bedömningsgrund, ytterligare utredning av dessa ämnen beskrivs i avsnitt 4.4 och 4.5.

Utsläppspunkt Udden (sommartid)

I Figur 14 presenteras modellerad spädning och spridning i utsläppspunkt Udden, sommartid för utsläppsscenario A (lågt flöde, hög koncentration). I Figur 15 presenteras modellerad spädning i utsläppspunkt Udden, sommartid för utsläppsscenario B (høgt flöde, låg koncentration).



Figur 14. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal under simuleringsperioden för utsläpp från **Udden**. Utsläppsscenario **A**. Det lägsta spädningstalet som kan visas med modellens upplösning är 20.



Figur 15. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal under simuleringsperioden för utsläpp från **Udden**. Utsläppsscenario **B**. Det lägsta spädningstalet som kan visas med modellens upplösning är 2.

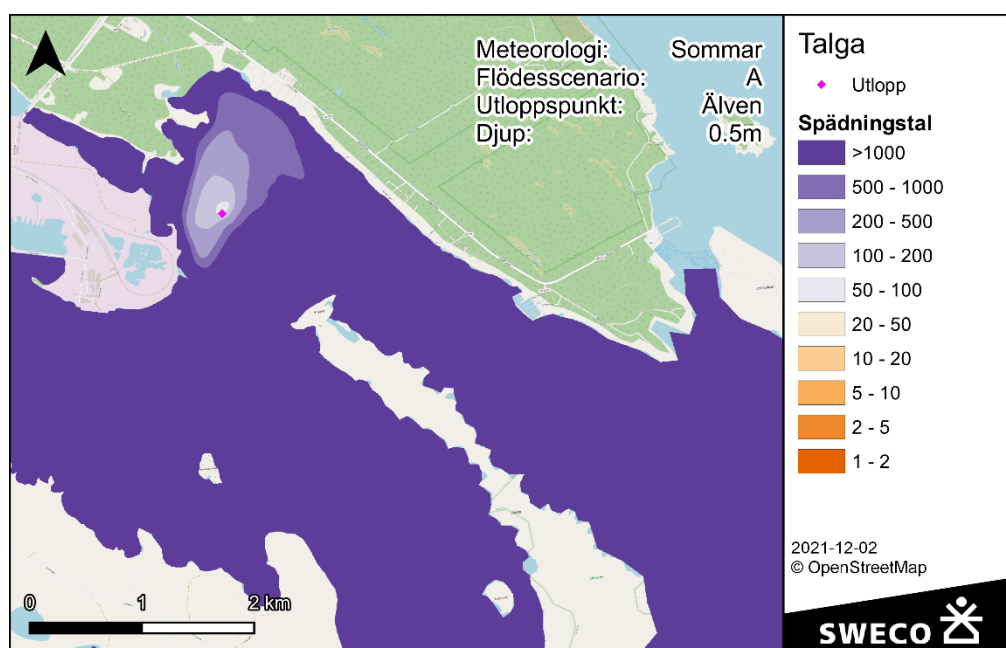
Förutom zink och arsenik har samtliga parametrar ett spädningstal under 16 för utsläppsscenario A, se Tabell 13 (kustvatten) och Tabell 15 (inlandsvatten).

För utsläppsscenario B har alla parametrar, förutom zink och arsenik, spädningstal under 2 (spädningstalet som anges för koppar i Tabell 13 är avrundat uppåt).

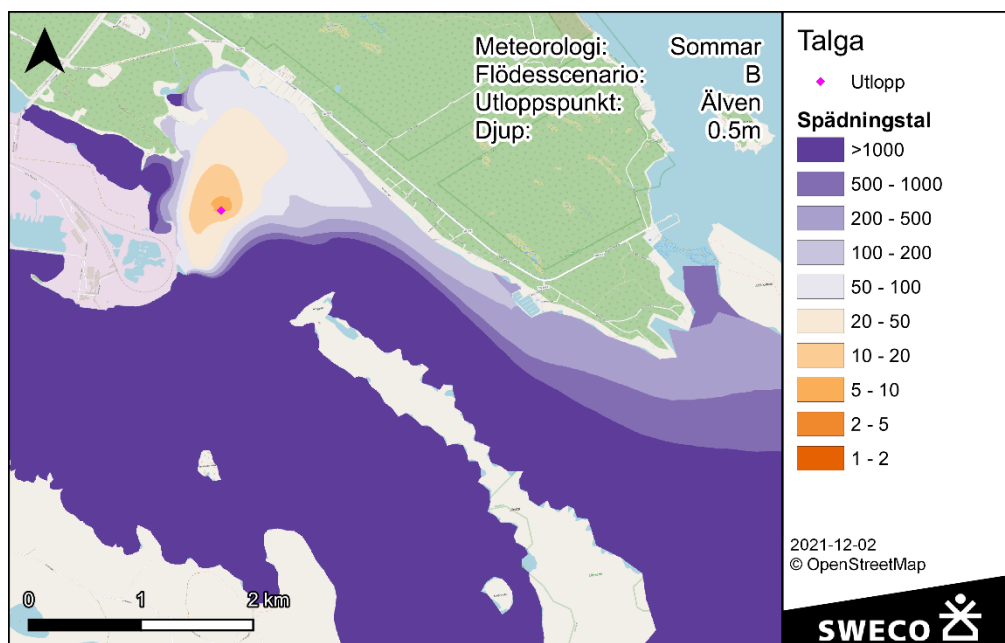
Enligt Figur 14 och Figur 15 sker en utspädning av majoriteten av parametrarna till halter för god status i princip omedelbart oavsett bedömningsgrund för kust- eller inlandsvatten. För arsenik och zink krävs en viss spädning för att underskrida respektive bedömningsgrund, ytterligare utredning av dessa ämnen beskrivs i avsnitt 4.4 och 4.5.

Utsläppspunkt Älven (sommartid)

I Figur 16 presenteras modellerad spädning och spridning i utsläppspunkt Älven, sommartid för utsläppsscenario A (lågt flöde, hög koncentration). I Figur 17 presenteras modellerad spädning i utsläppspunkt Älven, sommartid för utsläppsscenario B (högt flöde, låg koncentration).



Figur 16. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal under simuleringsperioden för utsläpp från **Älven**. Utsläppsscenario **A**. Det lägsta spädningstalet som kan visas med modellens upplösning är 63.



Figur 17. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal under simuleringsperioden för utsläpp från **Älven**. Utsläppsscenario **B**. Det lägsta spädningstalet som kan visas med modellens upplösning är 5.

Förutom zink och arsenik har samtliga parametrar ett spädningstal under 15 för utsläppsscenario A och 2 för utsläppsscenario B, se Tabell 13.

Enligt Figur 16 och Figur 17 sker i princip omedelbart en utspädning av majoriteten av parametrarna till halter som motsvarar god status oavsett bedömningsgrund för kust- eller inlandsvatten. För arsenik och zink krävs en viss spädning för att underskrida respektive bedömningsgrund, ytterligare utredning av dessa ämnen beskrivs i avsnitt 4.4 och 4.5.

4.4 Spridning och utspädning av zink

I enlighet med de resultat som presenterats ovan är det enbart zink och arsenik som riskerar att överskrida bedömningsgrunden för god status i en relativt sett större andel av Sörbrändöfjärden, jämfört med för övriga ämnen. Nedan presenteras de areor där zinkhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status för utsläppspunkt Kanalen, Udden och Älven samt vilken andel av hela Sörbrändöfjärdens area detta motsvarar. Arsenik har ett betydligt lägre spädningstal än zink för båda utsläppsscenarierna i kustvatten. Detta innebär att halten arsenik späds snabbare än halten zink till halter som underskrider bedömningsgrunderna för respektive parameter. Därmed blir arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status betydligt mindre än de areor som anges för zink nedan. Undantaget från denna regel utgörs av beräknade arsenikhalter i Kanalen, i det fall bedömningsgrunden för inlandsvatten används. Detta specialfall berörs kortfattat nedan.

Kanalen

I Tabell 17 presenteras den area där zinkhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status, samt hur stor andel av hela Sörbrändöfjärdens area detta motsvarar. Kartor med dessa areor presenteras i Bilaga D, se Figur 55 och Figur 56. Areorna är modellerade utifrån vinterförhållanden som motsvarar de sämsta spädningförhållandena. Arean där zinkhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status för inlandsvatten är för liten för att kvantifieras med modellens upplösning. Enligt bedömningsgrunden för inlandsvatten är spädningstalen dock högre för arsenik än för zink. Arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrunden för inlandsvatten presenteras i Tabell 18. Även dessa areor är modellerade utifrån vinterförhållanden.

Tabell 17. Påverkansområde för utsläppspunkt Kanalen; areor där zinkhalten överskrider bedömningsgrunder för kustvatten respektive inlandsvatten.

	Kustvatten (Zn $\geq$ 1,65 $\mu\text{g/l}$)		Inlandsvatten (Zn $\geq$ 13,0 $\mu\text{g/l}$)	
	Area (km 2)	Andel av Sörbrändöfjärdens area	Area (km 2)	Andel av Sörbrändöfjärdens area
Utsläppsscenario A	0,20	0,2%	*	*
Utsläppsscenario B	0,28	0,3%	*	*

* Arean där zinkhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status för inlandsvatten är för liten för att kvantifieras med modellens upplösning.

Tabell 18. Påverkansområde för utsläppspunkt Kanalen; areor där arsenikhalten överskrider bedömningsgrunder för inlandsvatten.

	Inlandsvatten (As $\geq$ 0,7 $\mu\text{g/l}$)	
	Area (km 2)	Andel av Sörbrändöfjärdens area
Utsläppsscenario A	0,11	0,1%
Utsläppsscenario B	0,13	0,1%

Udden

I Tabell 19 presenteras den area där zinkhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status, samt hur stor andel av hela Sörbrändöfjärdens area detta motsvarar. Kartor med dessa areor presenteras i Bilaga D, se Figur 57 och Figur 58. Areorna är modellerade utifrån sommarförhållanden som motsvarar de sämsta spädningförhållandena.

Tabell 19. Påverkansområde för utsläppspunkt Udden; areor där zinkhalten överskrider bedömningsgrunden för kustvatten.

	Kustvatten (Zn $\geq$ 1,65 μ g/l)	
	Area (km ²)	Andel av Sörbrändöfjärdens area
Utsläppsscenario A	0,03	0,03%
Utsläppsscenario B	0,05	0,05%

Älven

I Tabell 20 presenteras den area där zinkhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status, samt hur stor andel av hela Sörbrändöfjärdens area detta motsvarar. Kartor med dessa areor presenteras i Bilaga D, se Figur 61 och Figur 62. Areorna är modellerade utifrån sommarförhållanden som motsvarar de sämsta spädningförhållandena.

Tabell 20. Påverkansområde för utsläppspunkt Älven; areor där zinkhalten överskrider bedömningsgrunden för kustvatten.

	Kustvatten (Zn $\geq$ 1,65 μ g/l)	
	Area (km ²)	Andel av Sörbrändöfjärdens area
Utsläppsscenario A	0,03	0,04%
Utsläppsscenario B	0,05	0,05%

4.5 Halter av zink och arsenik

I detta avsnitt redovisas de högsta halttillskotten och totala halter (med hänsyn till bakgrundshalt, avser löst halt) av zink och arsenik som går att beräkna med modellens upplösning för respektive utsläppspunkt baserat på de lägsta spädningstal som redovisats ovan för blandningszonerna. De totala halterna är beräknade genom att summera tillskottet med bakgrundshalten, som motsvarar den uppmätta halten i provpunkterna L2 och L3 (Tabell 4). För utsläppspunkt Kanalen redovisas även ett fall då bakgrundshalten motsvarar den uppmätta halten vid Gräsörenbron (Tabell 6). Notera att i avsnitt 4.1–4.3 har endast bakgrundshalten som motsvarar den uppmätta halten i provpunkterna L2 och L3 använts. Modellens upplösning är som finast 15–20 m, vilket innebär att lokalt närmast utsläppspunkten kan det förekomma högre halter än de som är angivna nedan. Eftersom halterna i utgående vatten i utsläppsscenario A är högre än i utsläppsscenario B kommer följaktligen även halterna i den absoluta närheten av utsläppspunkterna att vara högre i utsläppsscenario A än i utsläppsscenario B.

Zink

I Tabell 21 redovisas de högsta halterna av zink som går att beräkna med modellens upplösning i de olika utsläppspunkterna vid utsläppsscenario A och B.

Tabell 21. Beräknade halter av zink ($\mu\text{g/l}$, löst halt). Notera att totalhalterna för utsläppspunkt Kanalen är beräknade utifrån två olika bakgrundshalter i recipienten; medelvärde av provtagningar i L2 och L3 2018–2020 (Tabell 4) samt medianvärde av provtagningar vid Gräsörenbron från februari 2018 till januari 2021 (Tabell 6). Där inget annat anges är angiven bakgrundshalt från provtagningar i L2 och L3.

Utsläppspunkt	Scenario	Utsläppshalt	Lägsta spädningstal	Beräknat halttillskott**	Bakgrundshalt	Beräknad total halt***
Kanalens*	A	50	29	1,7	1,3	3,0
					2,2 (Gräsörenbron)	3,9
	B	4,3	2	2,2	1,3	3,4
					2,2 (Gräsörenbron)	4,4
Udden*	A	50	20	2,5	1,3	3,8****
	B	4,3	2	2,2	1,3	3,4
Älven*	A	50	63	0,8	1,3	2,1
	B	4,3	5	0,9	1,3	2,1

*För utsläppspunkten Kanalen redovisas spädningstal modellerade utifrån vinterförhållanden och för Udden och Älven redovisas spädningstal modellerade utifrån sommarförhållanden. Dessa motsvarar de sämsta spädningsförhållandena för respektive utsläppspunkt.

**Beräknad tillskottshalt=Utsläppshalt/Lägsta spädningstal.

***Beräknad total halt=Beräknad tillskottshalt+Bakgrundshalt.

****På grund av osäkerheter i modellen ska det faktum att denna halt är högre än för samma utsläppsscenario (A) för utsläppspunkt Kanalen inte ses som en indikation på att Udden är en sämre utsläppspunkt än Kanalen. I övrigt råder bättre spädningsförhållanden vid utsläppspunkt Udden än Kanalen.

Tabellen visar att oavsett utsläppsscenario beräknas det uppstå halter av samma storleksordning inom ca 15–20 m från utsläppspunkterna. De totala halterna vid utsläppspunkten Älven beräknas generellt bli lägre än i Kanalen och Udden till följd av bättre spädningsförhållanden.

Arsenik

I Tabell 22 redovisas de högsta halterna av arsenik som går att beräkna med modellens upplösning i de olika utsläppspunkterna vid utsläppsscenario A och B.

Tabell 22. Beräknade halter av arsenik ($\mu\text{g/l}$, löst halt. Notera att totalhalterna för utsläppspunkt Kanalen är beräknade utifrån två olika bakgrundshalter i recipienten; medelvärde av provtagningar i L2 och L3 2018–2020 (Tabell 4) samt medelvärde av provtagningar vid Gräsörenbron från februari 2018 till januari 2021 (Tabell 6). Där inget annat anges är angiven bakgrundshalt från provtagningar i L2 och L3. För samtliga halter avses enheten $\mu\text{g/l}$.

Utsläppspunkt	Scenario	Utsläppshalt	Lägsta spädningstal	Beräknat halttillskott**	Bakgrundshalt	Beräknad total halt ***
Kanalens*	A	30	29	1,0	0,21	1,2
					0,38 (Gräsörenbron)	1,4
	B	2,3	2	1,2	0,21	1,4
					0,38 (Gräsörenbron)	1,5
Udden*	A	30	20	1,5	0,21	1,7
	B	2,3	2	1,2	0,21	1,4
Älven*	A	30	63	0,5	0,21	0,7
	B	2,3	5	0,5	0,21	0,7

* För Kanalen redovisas spädningstal modellerade utifrån vinterförhållanden och för Udden och Älven redovisas spädningstal modellerade utifrån sommarförhållanden. Dessa motsvarar de sämsta spädningförhållandena för respektive utsläppspunkt.

**Beräknat halttillskott=Utsläppshalt/Lägsta spädningstal.

***Beräknad total halt=Beräknat halttillskott+Bakgrundshalt.

****På grund av osäkerheter i modellen ska det faktum att denna halt är högre än för samma utsläppsscenario (A) för utsläppspunkt Kanalen inte ses som en indikation på att Udden är en sämre utsläppspunkt än Kanalen. I övrigt råder bättre spädningförhållanden vid utsläppspunkt Udden än Kanalen.

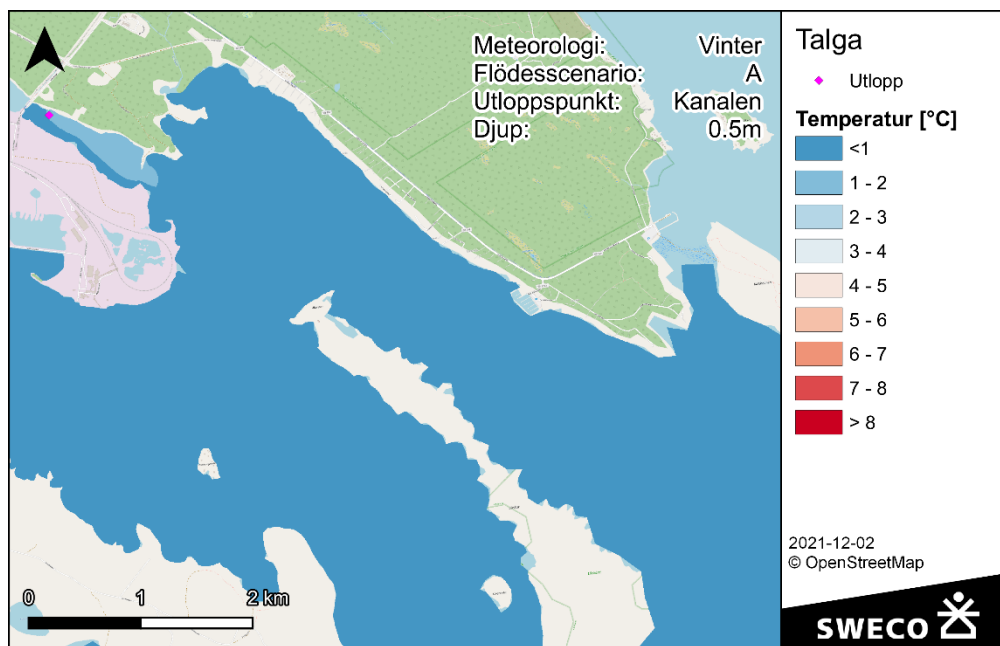
På samma sätt som för zink visar tabellen att oavsett utsläppsscenario beräknas det uppstå arsenikhalter av samma storleksordning inom ca 15–20 m från utsläppspunkterna. De totala halterna vid utsläppspunkten Älven beräknas generellt bli lägre än i Kanalen och Udden till följd av bättre spädningförhållanden.

4.6 Temperatur

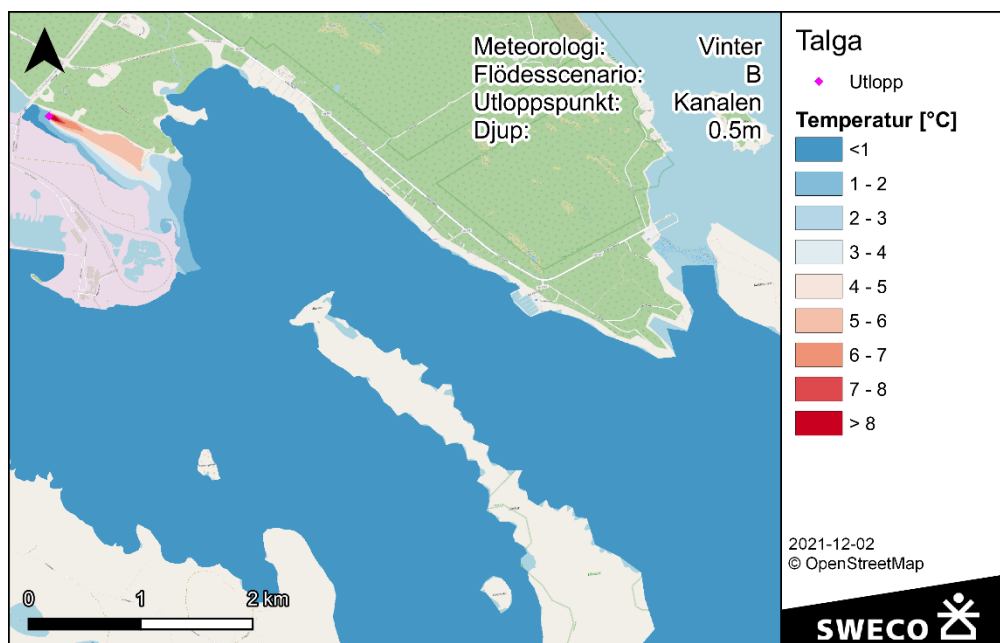
Utsläppspunkt Kanalen riskerar att medföra en viss temperaturpåverkan vintertid för både utsläppsscenario A och B. Även utsläppspunkt Udden medför en viss temperaturpåverkan vintertid för utsläppsscenario B. Nedan presenteras resultat från dessa scenarier. Inget av de övriga utsläppsscenarierna som har utretts och beskrivits i denna rapport (utsläppsscenario A för utsläppspunkt Udden samt både utsläppsscenario A och B för utsläppspunkt Älven) bedöms ha någon betydande påverkan på temperaturen i Sörbrändöfjärden. I [Bilaga B](#) presenteras samtliga resultat från modellering av temperaturpåverkan.

Kanalen

I Figur 18 och Figur 19 presenteras modellerad temperaturförändring vintertid för utsläppsscenario A respektive utsläppsscenario B.



Figur 18. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Kanalen**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **A**.

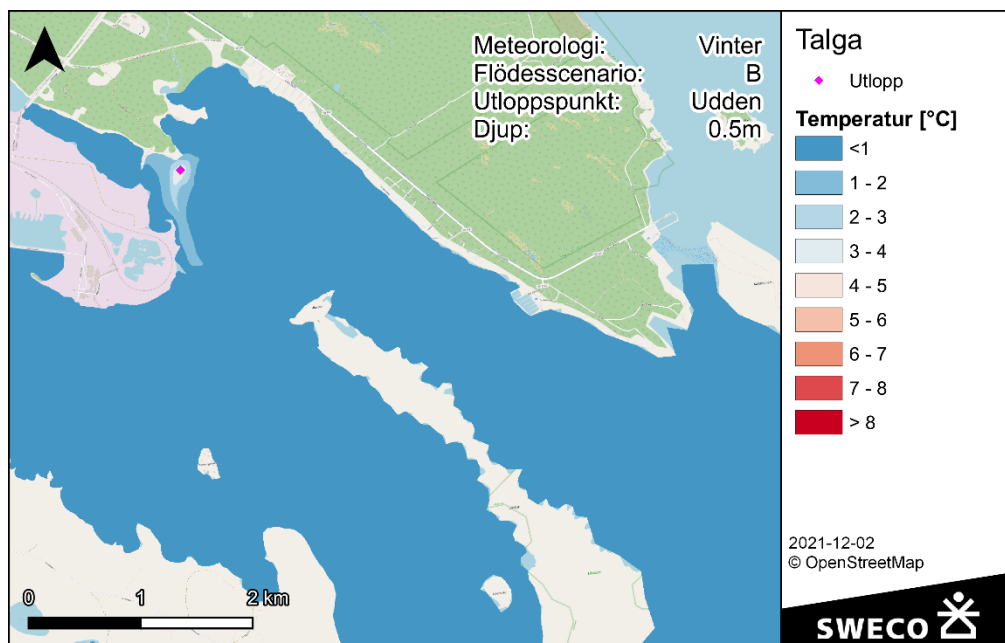


Figur 19. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Kanalen**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.

För utsläppsscenario A beräknas det vintertid ske en ökning av vattentemperaturen på ca 1–2 °C i ett område som sträcker sig längs med kanalens norra kant (Figur 18). För utsläppsscenario B beräknas det ske en temperaturökning på ca 7–8 °C i direkt anslutning till utsläppspunkten (Figur 19). Temperaturförändringen minskar sedan med avståndet från utsläppspunkten och längst ut i kanalen, innan vattnet späds fullständigt i älven, är vattentemperaturen förhöjd med ca 1–2 °C. Enligt Förordning (2001:554) om miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten får temperaturen vid blandningszonens gräns inte överskrida den normala, opåverkade vattentemperaturen med mer än 3 grader. Detta underskrids i utsläppsscenario A. För utsläppsscenario B är visserligen påverkan högre än tre grader i ett begränsat område inom blandningszonen medan påverkan snabbt avtar utåt och ligger på 1–2 °C i kanalens yttre delar. Bedömningen är att miljö kvalitetsnormer avseende temperaturpåverkan klaras för både utsläppsscenario A och B.

Udden

I Figur 20 presenteras modellerad temperaturförändring vintertid för utsläppsscenario B.



Figur 20. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Udden**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.

I ett mindre område precis i anslutning till utsläppspunkten beräknas det för utsläppsscenario B ske en ökning av vattentemperaturen på ca 3–4 °C (Figur 20). I ett område som sträcker sig ut mot älven och mot uddens strandkant blir temperaturökningen ca 1–2 °C. Bedömningen är att miljö kvalitetsnormer avseende temperaturpåverkan klaras för både utsläppsscenario A och B.

5 Diskussion

Av de särskilda förorenande ämnena i Talgas utsläpp överskrider arsenik, koppar och zink (utsläppsscenario A och B) samt koppar (utsläppsscenario A) bedömningsgrunderna för god status för kustvatten enligt HVMFS 2019:25 i utgående vatten. Av de prioriterade ämnena överskrider kadmium, kvicksilver, bly och nickel (utsläppsscenario A) gränsvärdena för god status för kustvatten i utgående vatten. Det är därmed dessa ämnen som skulle kunna påverka recipientens ekologiska och kemiska status och därför har utredningen gått vidare med fokus på dessa.

Gällande miljö kvalitetsnormer för Sörbrändöfjärden är god ekologisk och god kemisk status. I VISS uppgår den nuvarande ekologiska statusen till god status, medan den kemiska statusen uppgår till ej god status. De prioriterade ämnena kadmium, bly och nickel uppnår god status medan kvicksilver inte uppnår god status (gäller halt i fisk).

Enligt provtagningsdata från Sörbrändöfjärden mellan 2018–2020 uppnår samtliga ovan nämnda ämnen god status, förutom zink år 2020. En ovanligt hög zinkhalt uppmättes under vintern 2020, vilket ledde till en årsmedelhalt som var högre än bedömningsgrunden för god status. Det finns ingen logisk förklaring till varför zinkhalten var så hög

(vid samtliga stationer) vid detta tillfälle, och Sweco bedömer det som troligt att det är någon form av systematiskt fel som ligger bakom avvikelsen (provtagningstekniskt, analystekniskt etc.). Spädningstal som krävs för att underskrida bedömningsgrunden har beräknats utifrån medelvärden både med och utan den höga zinkhalten. I den fortsatta utredningen har sedan det högre spädningstalet, som inkluderar den höga zinkhalten, använts för att inte underskatta en eventuell miljöpåverkan.

Påverkansområdets storlek (årsmedelvärden)

Det är endast utsläppen av zink och arsenik som i båda utsläppsscenarierna A och B, för samtliga utsläppspunkter, medför ett överskridande av bedömningsgrunderna i en viss area av utsläppspunkternas blandningszoner medan det för övriga ämnen sker en snabb utspädning. Enligt modelleringsresultaten motsvarar påverkansområdet (där halten överskrider bedömningsgrunden för kustvatten) för zink i utsläppspunkten Kanalen 0,2 procent av hela vattenförekomstens area för utsläppsscenario A och 0,3 procent för utsläppsscenario B. Då Gräsörenkanalen är grund motsvarar den påverkade volymen en ännu mindre andel. Spädningstalet för arsenik, enligt bedömningsgrunder för kustvatten, är betydligt lägre än för zink för båda utsläppsscenarierna. Därmed blir arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrund för god status betydligt mindre än angivna påverkansområden för zink. När jämförelsen görs mot bedömningsgrunden för inlandsvatten beräknas påverkansområdet för zink bli för litet för att vara mätbart med modellens upplösning. Arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrund för inlandsvatten är dock större än påverkansområdet för zink. För både utsläppsscenario A och B är arean där arsenikhalten överskrider gällande bedömningsgrund för inlandsvatten ca 0,1 procent av Sörbrändöfjärdens area.

För utsläppspunkt Udden visar utredningen att spädningförhållandena är bättre än inne i kanalen och påverkansområdet för zink beräknas därför bli ungefär 0,03 procent av hela Sörbrändöfjärdens area för utsläppsscenario A och 0,05 procent för utsläppsscenario B, med avseende på bedömningsgrund för kustvatten.

De bästa spädningförhållandena erhålls enligt simuleringarna för utsläppspunkt Älven, där påverkansområdet för zink blir ungefär 0,04 procent av hela Sörbrändöfjärdens area för utsläppsscenario A och 0,05 procent för utsläppsscenario B, med avseende på bedömningsgrund för kustvatten. Spädningförhållandena och påverkansområdets area är därmed likvärdiga för Udden och Älven för scenario B.

Påverkansområdets storlek (maximalt tillåten halt)

Utsläppshalten av arsenik överskrider maximalt tillåten halt enligt bedömningsgrunden för kustvatten för utsläppsscenario A och B samt bedömningsgrunden för inlandsvatten för utsläppsscenario A. I och med att det endast krävs en liten utspädning (spädningstal 22 och 2 för kustvatten samt 4 för inlandsvatten) överskrider den maximalt tillåtna halten i praktiken lokalt i ett begränsat område direkt nedströms utsläppspunkterna och det finns därmed en risk för negativa effekter på biota inom detta område. Kvicksilverhalten i utsläppet överskrider gränsvärdet för maximalt tillåten halt för både kustvatten och inlandsvatten för utsläppsscenario A. Spädningstalet är lägre än för arsenik (2), vilket innebär att området där den maximalt tillåtna halten överskrids blir marginellt.

Temperaturpåverkan

En viss lokal påverkan på vattentemperaturen beräknas uppkomma i ytligt vatten (0,5 m) vintertid för utsläppspunkt Kanalen (utsläppsscenario A och B), samt för utsläppspunkt Udden (utsläppsscenario B). Då det saknas bedömningsgrunder eller gränsvärden i HVMFS 2019:25 för vattentemperatur påverkar detta inte möjligheten att uppnå vattenförvaltningens miljö kvalitetsnormer för vattenförekomsten. I begränsade områden och framför allt i närheten av utsläppspunkten Kanalen vid utsläppsscenario B, kan det vintertid i ytligt vatten uppstå temperaturökningar som överskrider 3 °C, vilket är ett gränsvärde som anges i förordning 2001:554 (MKN för fisk- och musselvatten). Bedömningen är emellertid att gränsvärdet som gäller vid blandningszonens gräns inte överskrider. Verksamhetens temperaturpåverkan oavsett utsläppsscenario bedöms därför inte leda till några negativa konsekvenser av betydelse för ekologin i området, utan den tydligaste konsekvensen av temperaturpåverkan bedöms bli att antalet dygn med isbelagd yta i kanalen förväntas minska ytterligare jämfört med idag. Den exakta skillnaden i antalet dygn går inte att kvantifiera eftersom det till stor del beror på väder och framtida klimat. Variationen kan redan i nuläget vara betydande mellan år.

Kumulativ påverkan

Enligt provtagningar som SSAB utfört vid Gräsörenbron (Tabell 6) är halten av några parametrar i Gräsörenkanalen förhöjd under vissa perioder på grund av verksamheter i Inre Hertsöfjärden. Enligt analysdata överskrider zinkhalten bedömningsgrunden för kustvatten (medianvärde zinkhalt feb 2018-jan 2021: 2,2 µg/l). Provtagningspunkten vid Gräsörenbron är dock inte representativ för vattenförekomsten Sörbrändöfjärden som helhet. Zinkhalten vid Gräsörenbron överskrider inte bedömningsgrunden för inlandsvatten, vilket är den bedömningsgrund som gäller för samma vatten uppströms bron. Sweco menar därför att bedömningsgrunderna för inlandsvatten är mer relevanta för att bedöma en eventuell lokal miljöpåverkan i kanalen. De beräknade totala (kumulativa) halterna av zink (Tabell 21) är, sett ur ett inlandsvattenperspektiv, relativt låga och underskrider bedömningsgrunden. Därmed är bedömningen att den lokala påverkan på vattenkemin i kanalen blir begränsad och att den negativa påverkan på biologin kommer vara av obetydlig karaktär.

Utredningen visar att det lokalt i anslutning till utsläppspunkten Kanalen även kan uppstå arsenikhalter som överskrider bedömningsgrunden för inlandsvatten, som i det här fallet är lägre än den för kustvatten. Den naturliga bakgrundshalten har hämtats från litteraturen (Herbert et al., 2009), men erfarenhetsmässigt är arsenikhalterna i ytvatten längs kusten i norra Sverige naturligt ofta högre än det av Herbert et al. angivna värdet (ca 0,2 µg/l). Exempelvis är arsenikhalten mellan 0,4–1,5 µg/l (medel 0,73 µg/l för perioden 2018–2020) i utloppet från den kustnära sjön Persöfjärden som ligger ca 20 km norr om Hertsöfjärden. Bedömningen är därför att de beräknade totala (kumulativa) arsenikhalterna som kan uppstå i närheten av utsläppspunkterna under sämsta spädningsförhållanden innebär en mycket liten risk för negativa effekter på biologin i Gräsörenkanalen.

SSAB:s analysdata från Gräsörenbron visar även att den nuvarande halten ammoniakväve överskrider bedömningsgrunden för både kustvatten och inlandsvatten

(medianvärde feb 2018-jan 2021: 2,4 µg/l). Provtagningspunkten vid Gräsörenbron är som nämnts inte representativ för vattenförekomsten Sörbrändöfjärden som helhet. I begränsade områden och framför allt i närheten av utsläppspunkten Kanalen vid utsläppsscenario B, kan temperaturpåverkan av utsläppet medföra att halten ammoniakkväve ökar. Medelhalten vintertid (enligt prover tagna i januari–mars under perioden 2018–2021) som idag är 3,9 µg/l skulle i ett begränsat område kunna öka till 5,9 µg/l om temperaturen skulle stiga med 8 °C. Längre från utsläppspunkten skulle halterna sjunka successivt eftersom temperaturpåverkan är mindre. Under sommartid, då temperaturpåverkan vid punkten Kanalen i scenario B är avsevärt lägre (temperaturökning med som mest 1,5 °C inom ett begränsat område), skulle sommarmedelhalten på 3,0 µg/l lokalt kunna öka till 3,6 µg/l. Nuvarande halter av ammoniakkväve vid utsläppspunkterna Udden och Älven är okända, men bedömningen är att de är betydligt lägre i dessa områden som en följd av utspädning, lägre pH och bakteriell omvandling av ammoniumkväve till nitratkväve. Den beräknade temperaturpåverkan från ett kylvattenutsläpp i dessa punkter (scenario B) är också lägre eller t.om. obefintlig (vid Älven), vilket innebär att en lokal förhöjning av halten ammoniakkväve bedöms bli obetydlig.

6 Slutsatser

Med stöd av genomförd modellering och bedömning av recipientpåverkan kan följande slutsatser dras:

- Utsläppspunkterna Kanalen, Udden och Älven är samtliga möjliga med hänsyn till möjligheterna att uppnå miljö kvalitetsnormerna för vattenförekomsten Sörbrändöfjärden. Oavsett scenario beräknas endast en marginell del av vattenförekomsten uppvisa koncentrationer som överskrider bedömningsgrunder eller gränsvärden i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2019:25.
- De ämnen som uppvisar störst påverkansområde i utsläppspunkternas blandningszoner är zink och arsenik.
- Ur ett haltperspektiv är utsläppsscenario A och B i stort sett likvärdiga strax nedströms utsläppspunkterna.
- De sämre utspädningsförhållandena i de inre delarna av Gräsörenkanalen, vid utsläppspunkten Kanalen, beräknas medföra ett större påverkansområde och riskerar även att leda till högre halter inom ett mindre område i blandningszonen än för de övriga utsläppspunkterna.
- Utredningen visar också att utsläppspunkterna Udden och framför allt Älven ur flera aspekter (t.ex. halter av olika ämnen, temperaturpåverkan m.m.) är lämpligare lokaliseringar än Kanalen. Detta beror bland annat på den periodvis förhöjda zinkhalten vid Gräsörenbron till följd av andra verksamheter i Inre Hertsöfjärden, samt den relativt sett mindre vattenvolymen i den inre delen av Gräsörenkanalen som medför större påverkan oavsett vilka aspekter som avses.
- En viss lokal påverkan på vattentemperaturen beräknas uppkomma vintertid i ytligt vatten för utsläppspunkt Kanalen (utsläppsscenario A och B), samt för utsläppspunkt Udden (utsläppsscenario B). För utsläppspunkten Älven blir påverkan marginell. Verksamhetens temperaturpåverkan oavsett scenario bedöms inte leda till några negativa konsekvenser av betydelse för ekologin i området. Den tydligaste konsekvensen av temperaturpåverkan bedöms bli att antalet dygn med isbelagd yta i kanalen förväntas minska ytterligare jämfört med idag. Den exakta skillnaden i antalet dygn går inte att kvantifiera eftersom det till stor del beror på väder och framtida klimat.

7 Referenser

Havs- och vattenmyndigheten (2019). Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Föreskrift 2019:25.

Luleå kommun, 2020. Planbeskrivning, detaljplan för del var Hertsön 11:1 m.fl. Hertsöfältet, Dnr: SBF2017 / 304, 2020-03-20.

R. Herbert, L. Björkvald, T. Wällstedt och K. Johansson (2009). Bakgrundshalter av metaller i svenska inlands- och kustvatten. Rapport: 2009:12 SLU

Vattenmyndigheterna (2017). *Bakgrundshalt av zink i kustvatten i Bottenviken och Bottenhavet- att använda i statusklassificering till beslut 2018.*

Vattenmyndigheterna (2021). *Miljögifter i ytvatten - Vattenmyndigheternas kompletterande riktlinjer för statusklassificering och riskbedömning under vattenförvaltningscykel 2016–2021.*

VISS. Sörbrändöfjärden. Tillgänglig: Sörbrändöfjärden - Kust - VISS - VattenInformationsSystem för Sverige (lansstyrelsen.se) [hämtad 2022-01-11]

Bilaga A. Hydrodynamisk modell över Luleå kustvatten

I följande bilaga beskrivs den hydrodynamiska modell som har använts för att beräkna hur verksamhetens utsläpp till kustvattnet utanför Luleå sprids och späds. Modellen har använts för att simulera:

- Utsläpp från tre alternativa utsläppspunkter
- Två olika utsläppsscenarier (scenario A och B som presenteras i huvudrapporten)
- Två olika förhållanden i recipienten (vinter och sommar)

Modellen har anpassats efter en befintlig modell som har tagits fram av Sweco i ett tidigare uppdrag (uppdragsnummer 13010811). Inom det uppdraget analyserades även utsläpp till Inre Hertsöfjärden, och delar av år 2019 valdes att simuleras för att det fanns tillgång till representativa data för att beskriva nuläget. Samma perioder har simulerats inom föreliggande utredning för att kunna använda resultat från de tidigare simuleringarna avseende flöden och temperaturer ut från Inre Hertsöfjärden.

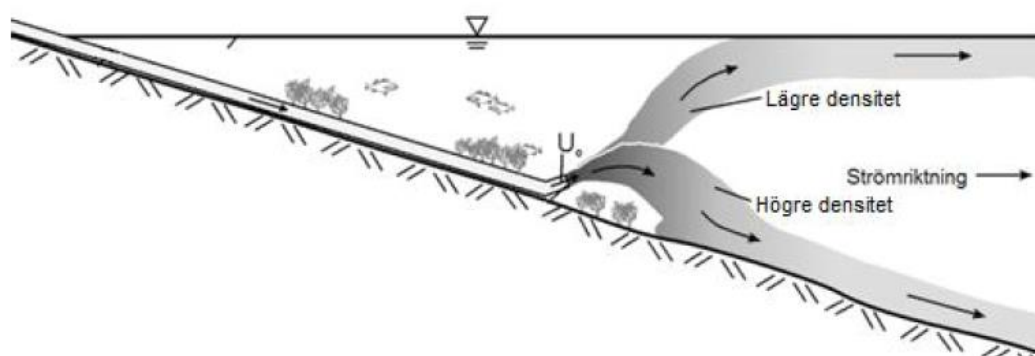


Figur 21. Kartan visar de tre utsläppspunkter som har utvärderas i föreliggande rapport.

Hydrodynamisk modellering och påverkansanalys

Genom att koppla samman hur ett utsläpp späds i en vattenmassa med recipientdata och utsläppsdata kan en verksamhets påverkan på miljöstatus analyseras, både i enskilda punkter och i vattenförekomsten som helhet.

Vid utsläpp av ett vattenlösligt ämne sker först en initial utspädning nära utloppet, närzonen. Denna första spädning styrs av utsläppets hastighet samt skillnader i densitet mellan utsläppet och recipienten. I Figur 22 visas översiktligt hur en plyms utbredning i närzonen kan se ut, beroende på densiteten i utsläppet och mottagande vattenmassa. Om utsläppet har en avvikande temperatur eller salinitet (och därmed en högre eller lägre densitet) än den mottagande vattenmassan kommer plymen initialt att antingen sjunka mot botten eller stiga mot ytan. Därefter sker spädning i den så kallade fjärrzonen. Hur stor denna zon blir beror på det lokala strömningsmönstret.



Figur 22. Initialspädning av utsläpp med initial hastighet U_0 . Densitetsskillnader mellan utsläppsvattnet och mottagande vatten bestämmer i stora drag hur föroreningarna sprids. Om mottagande vattenmassa har högre densitet än utsläppet stiger plymen initialt.

Strömningsmönster och spädning kan beräknas med hjälp av en hydrodynamisk modell. För att studera hur utsläpp från verksamheten sprids och späds i recipienten har en befintlig dynamisk tredimensionell beräkningsmodell över Luleå kustvatten (i programvaran TELEMAC 3D) använts och anpassats till utredningens syfte. Resultaten från modellen används sedan för att analysera eventuell påverkan på recipienten i form av förhöjda halter och temperaturer.

Hydrodynamiska förutsättningar i recipienten

Strömmar

I området präglas strömmarna av Luleälven som innebär ett stort tillflöde av färskvatten till kustområdet kring Luleå. Mot hamnarna är botten muddrad till ett djup av ca 12 m. Det saltare havsvattnet i Bottenviken har en högre densitet än älvvattnet. Det innebär att älvvattnet strömmar ut ovanpå havsvattnet. Längre ner i vattenmassan, längs botten, bildas en motriktad bottenström av saltare havsvatten. Älvens utflöde fördelas i tre grenar ut mot havet, mellan de olika kustfjärdarna. Fördelningen beror på områdets djupförhållanden och älvens flöde. Grunda djup och smala fjärdar ger ett större motstånd för vattnet, vilket leder till ett mindre genomflöde. I kustområdet kring Luleå innebär detta att den största delen av flödena passerar ut genom Sörbrändöfjärden vid Lövsjär, förbi Inre Hertsöfjärdens utlopp. Variationer i Luleälvens flöde bedöms vara den viktigaste faktorn som påverkar strömningsmönstret i kustområdet kring Luleå.

I kanalen som leder in till Inre Hertsöfjärden påverkas strömmarna främst av det vatten som flödar ut från denna vattenförekomst via ett överfall under Gräsörenbron. I Inre Hertsöfjärden sker utsläpp från flera verksamheter, och i medeltal bidrar dessa med flöden som är många gånger större än den naturliga tillrinningen enligt SMHI:s vattenwebb.

Vinden har en viss påverkan på strömmarna och kan leda till att de tidvis böjer av och att strömmar i vindens riktning bildas i delar av recipienten. Längre ut i det öppna havet är vinden den förhärskande faktorn för strömmarna.

Temperatur

I modellen över kustområdet kring Luleå är temperaturen på vattnet i Luleälven och havet de viktigaste faktorerna för temperaturförhållandena i det modellerade området, och det finns en tydlig variation i temperaturerna över året.

Salinitet

Det havsvatten som tränger upp i Luleälven längs botten ger en så kallad saltkil på grund av skillnaden i salthalt från det utflödande ytvattnet. Beroende på förhållanden i recipienten vid ett givet tillfälle kan saltkilen tränga olika långt in i kustområdet. Både flödet i älven och salthalten i havet påverkar den resulterande salthalten och skiktningen i recipienten.

Skiktningen motverkar omblandning mellan ytvatten och bottenvatten. Det blir därför stor skillnad på hur ett utsläpp sprids från ett utlopp, beroende på om utsläppsröret är beläget över eller under skiktningen.

Metod vid upprättande av den hydrodynamiska modellen

Vid utveckling av en hydrodynamisk modell avgränsas modellområdet geografiskt efter det område som behöver ingå för att återge strömning och skiktning i intresseområdet. Modellens tredimensionella struktur genereras utifrån tillgängliga djupdata (se avsnittet *Modellområde och djup*). Därefter bestäms modellens geografiska upplösning både horisontellt och över djupet efter den detaljgrad som anses nödvändig utifrån utredningens frågeställningar (se avsnittet *Beräkningsnät*).

För att simulera vattnets rörelser i recipienten behöver indata anges för de processer som driver strömmar, skiktningar och omblandning. Det görs genom att data för bland annat vattenflöden, vind, temperatur och salinitet anges (se avsnittet *Drivdata*). För att modellens resultat ska vara representativa för förhållandena i recipienten behöver ett eller flera scenarier väljas ut. Representativa förhållanden syftar till att visa situationen vid normalförhållande i recipienten tillsammans med relevanta utsläppsdata från verksamheten.

I modellen representeras utsläppen genom ett tillflöde i en punkt till modellen. Punktinflödet har en fiktiv koncentration av ett vattenlösligt och kemiskt inert ämne. Beräkningarna tar därmed inte hänsyn till de biokemiska processer som påverkar koncentrationerna.

Mjukvara

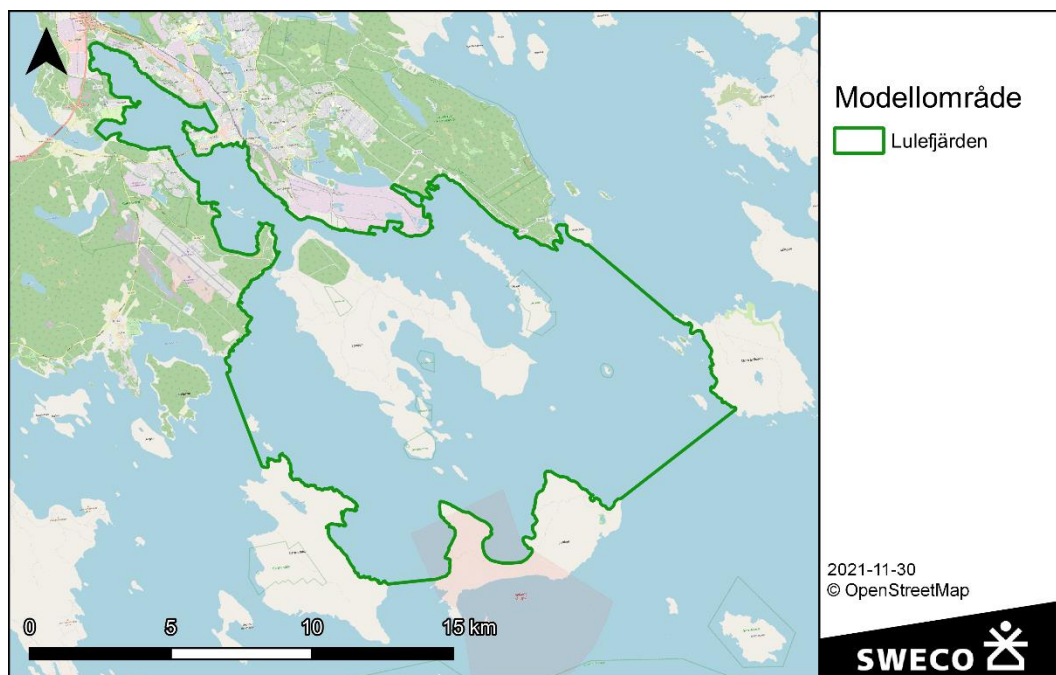
Beräkningarna har skett med mjukvaran TELEMAC 3D som beräknar strömmar, temperatur, salthalt och koncentrationer grundat på Navier-Stokes ekvationer. Dessa beskriver vattenrörelser i tre dimensioner och utvecklades av C. L. M. H. Navier och Sir G. Stokes i slutet av 1800-talet. Ekvationerna beräknar vattnets rörelse som en funktion av gravitations-, friktions- och tryckkrafter.

Mjukvaran TELEMAC-MASCARET har ursprungligen utvecklats på Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement (Paris, Frankrike) men är numera ett så kallat open-source-system som kontinuerligt utvecklas från flera håll. Mjukvarusystemet används bland annat vid flera franska forskningsinstitut och statliga verk, vid HR Wallingford i Storbritannien och vid Finnish Environment Institute (SYKE) i Helsingfors och har använts i flera hundra vetenskapliga studier. Mer information finns på www.opentelemac.org.

Modellområde och djup

Det modellerade området avgränsas i norr av Luleälven vid Gäddvikssundet och i söder av havet i sunden mellan Storbrändön, Junkön och Germandön (se Figur 23). Avgränsningen är vald för att kunna representera älvens flöde och dess fördelning mellan de tre grenarna samt inträngningen av saltvatten längs botten från de yttre delarna av kustområdet.

Bottendjupen (batymetrin) i området har digitaliserats utifrån tillgängliga data. I modellen över kustområdet kring Luleå har djupen definierats efter digitala sjökort från Sjöfartsverket. Djupinformationen begränsas därmed av sjökortets osäkerheter. Modellen tar inte heller hänsyn till framtida muddring av Luleå hamn inom projektet Malmporten.



Figur 23. Översikt över det modellerade området.

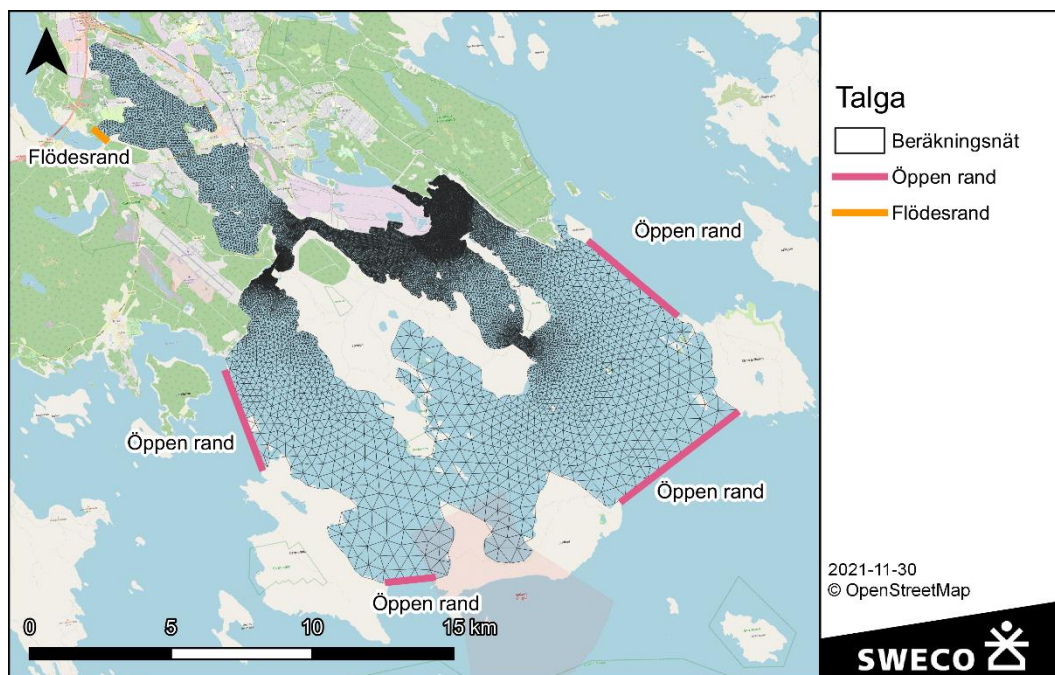
Beräkningsnät

Inom modellens geografiska utbredning har ett beräkningsnät som beskriver modellens upplösning tagits fram. Nätet består av trianglar där beräkningar sker i varje nod (knytpunkter mellan trianglarna). Trianglarnas storlek kan varieras så att områden av extra intresse kan få den beräkningsnoggrannhet som krävs, samtidigt som inte onödigt mycket beräkningskapacitet läggs i områden som inte är av direkt intresse för utredningen och inte heller påverkar strömningen i intresseområdet.

I modellen över kustområdet kring Luleå varierar den horisontella upplösningen mellan 15 – 500 m (Figur 24). De delar som har grovst upplösning (500 m) är de yttre delarna av modellen mot havet. Modellens finaste upplösning (15–20 m) finns i trånga sund samt i området där utloppsplaceringar har simulerats. I övrigt varierar modellens upplösning genom området för att väl avspegla områdets batymetri. I djupled har modellen 12 lager vilka är tätare precis vid ytan och genom det ytliga sötvattenslagret så att det ska bli väl representerat i simuleringarna (lagren är placerade på följande djup: yta, -0.5, -1, -2, -3, -4, -5, -8, -11, -14, -17, botten).

Modellen har fyra öppna ränder mot Bottenviken som representerar havet. Ränderna har ett värde på temperatur och salthalt som motsvarar förhållandena i Bottenviken. De öppna ränderna innebär att vatten kan flöda både ut ur och in till modellområdet från havet. Det tillåter ett utflöde från modellområdet av sötare vatten vid ytan och ett inflöde längs botten till modellområdet av saltare vatten. I modellens inre delar finns en flödesrand som representerar Luleälven, även den med temperatur och salthalt

(salthalten antas vara noll i Luleälven). Skillnaden mellan de öppna ränderna mot havet och flödesränder är att det i flödesränder sker ett förbestämt inflöde från Luleälven till modellområdet i varje tidssteg.



Figur 24. Beräkningsnät och ränder i modellen över kustområde kring Luleå.

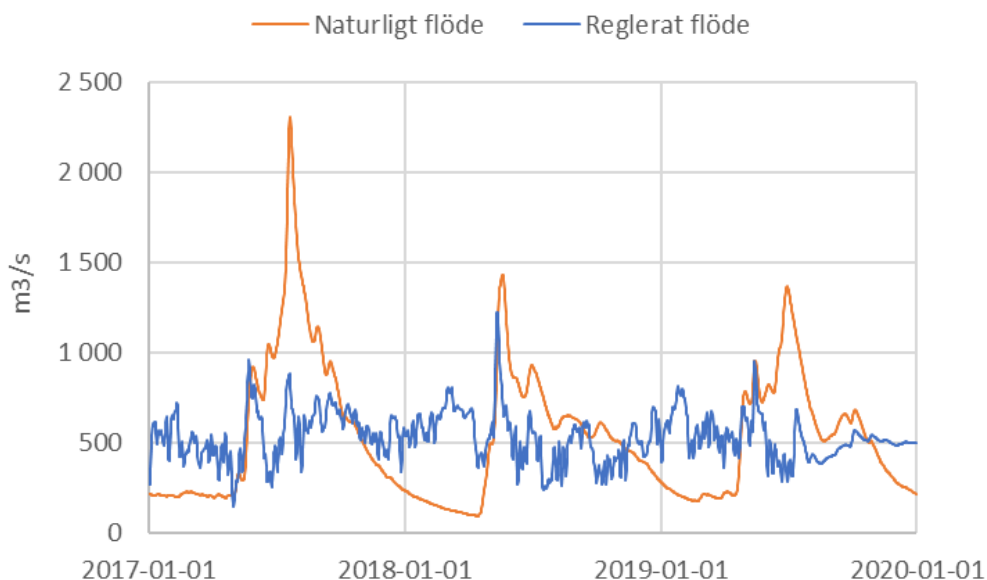
Drivdata

Luleälvens flöde är det enskilt viktigaste data för att driva modellen. Vinden har också en viss påverkan på strömmarna, speciellt vid höga vindhastigheter. Vinden appliceras över hela modellens yta, i varje tidssteg. Utöver flöde och vind definieras även temperatur och salinitet i modellens yttre ränder (Luleälven och havet) så att skiktningen återges på ett korrekt sätt. Innan spridningsberäkningar utförs genomgår modellen en initialiseringsfas där salt, temperatur och strömmar tillåts stabiliseras innan utsläpp till recipienten modelleras.

Tillrinning från vattendrag

Flödet i Luleälven och för den naturliga tillrinningen för övriga inkluderade vattendrag har hämtats från SMHI:s hydrologiska modell S-Hype via vattenweb. Luleälvens inflöde är i modellen placerat i modellens norra rand vid Gäddvikssundet. I Luleälven är S-Hype korrigerad mot en uppströms liggande mätstation, som tar hänsyn till regleringen i älven (Figur 25). Även flödet från Inre Hertsöfjärden samt från Harrbäcken har inkluderats i modellen. Flödet från Inre Hertsöfjärden består förutom av naturlig tillrinning även av utsläpp från flera verksamheter, vilket har tagits hänsyn till i modellen.

Karakteristiska flöden för Luleälven och Harrbäcken samt tillrinningen till Inre Hertsöfjärden presenteras i Tabell 23.



Figur 25. Reglerat flöde jämfört med modellerad naturlig tillrinning i Luleälvens mynning under perioden 2017–2019 (SMHI, 2020).

Tabell 23. Karakteristiska flöden för Luleälven och Harrbäcken samt naturlig tillrinning till Inre Hertsöfjärden.

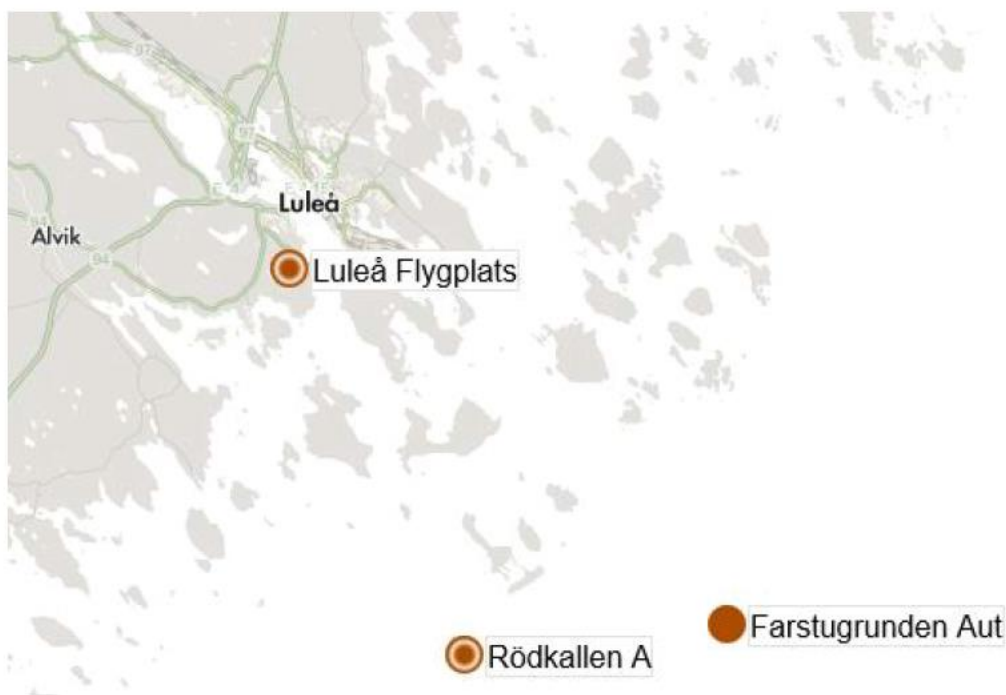
	Medelflöde (MQ) [m³/s]	Medellågflöde (MLQ ¹) [m³/s]	Medelhögflöde (MHQ ²) [m³/s]
Luleälven	533	236	1 050
Inre Hertsöfjärden	0,17	0,06	0,49
Harrbäcken	0,07	0,01	0,52

¹ Medelvärde av varje års lägsta dygnsvattenföring.

² Medelvärde av varje års högsta dygnsvattenföring.

Vind

I kustområdet kring Luleå har SMHI två aktiva stationer, Luleå flygplats och Rödkallen, samt en nedlagd station, Farstugrunden Aut. Stationerna mäter vindriktning och vindhastighet per timme och positionerna visas i Figur 26.

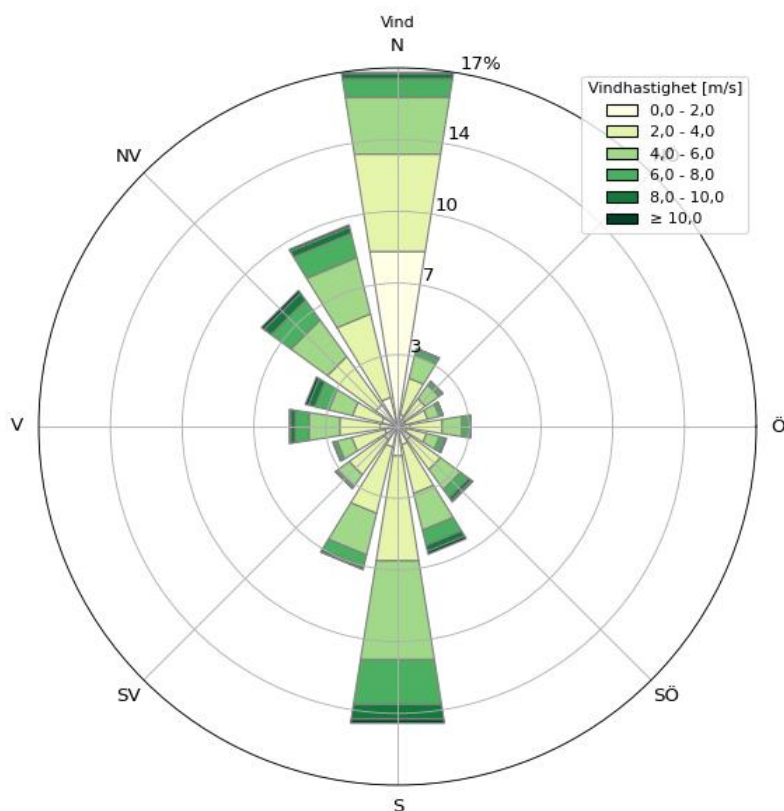


Figur 26. SMHI:s mätstationer för vind i kustområdet kring Luleå. Skärmbild från SMHI: webbtjänst "öppna data".

Mätstationen Luleå flygplats har registrerat data sedan 1942. Uppmätt medelhastighet motsvarar 3,2 m/s. Mätstationen Rödkallen A har registrerat data sedan 1961, uppmätt medelhastighet motsvarar 5,8 m/s. Medelhastigheten är således betydligt högre vid Rödkallen A vilket är väntat då vindhastigheterna generellt blir högre längre ut från kusten.

Mätstationen vid Luleå flygplats ligger i direkt anslutning till modellerat område medan de andra stationerna ligger relativt långt utanför området. Stationen vid Luleå flygplats bedöms därför vara den station som bäst representerar intresseområdena i modellen.

I Figur 27 presenteras mätdata från mätstationen vid Luleå flygplats från 1963–2020 som en vindros. De enskilda staplarnas längd visar hur ofta vinden blåser med given riktning och färgen på staplarna visar vindstyrkan. De förhållandevis vindriktningarna är vind från syd, nord och nordväst. Majoriteten av vindstyrkorna är i spannet 2–6 m/s.



Figur 27. Vindros för mätstationen vid Luleå Flygplats mellan 1963 och 2021.

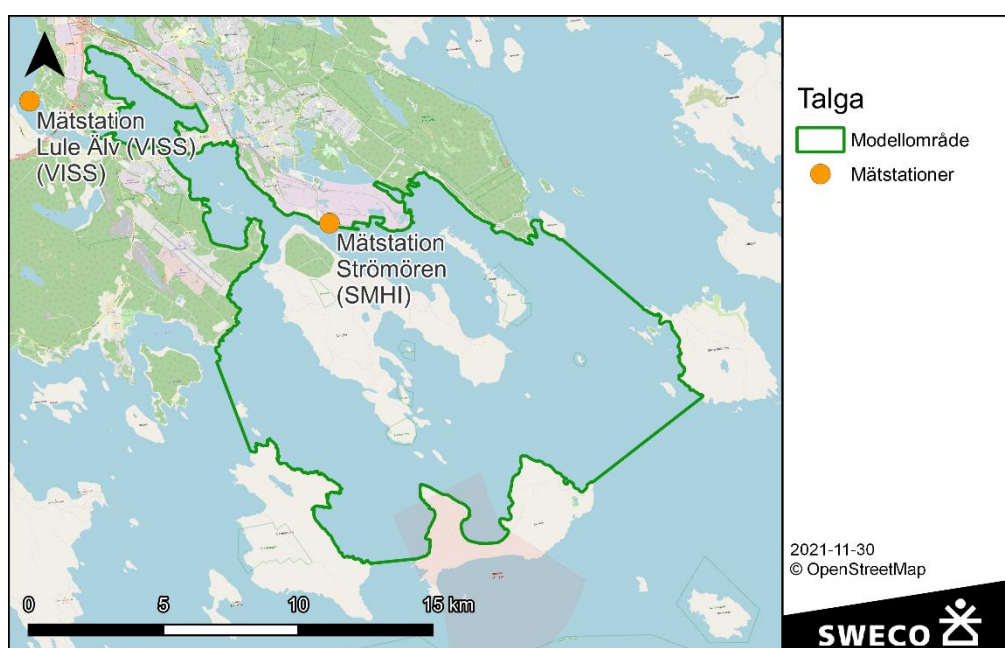
Troligtvis blir vindhastigheterna något underskattade i modellens yttre delar men sammantaget bedöms mätstationen vid Luleå flygplats mest representativ för förhållandena i modellerat område. Dessutom bedöms vinden vara av underordnad betydelse jämfört med Luleälvens flöde.

Temperatur och salinitet

Information om temperatur i Luleälven har hämtats från SMHI:s mätstation vid Strömören samt från VISS, övervakningsstation i Lule Älv SE729186-178575, som ligger i nedre delen av Gammelstadsfjärden, strax uppströms Gäddviksbron. Ungefärlig placering för de två stationerna visas i Figur 5. Under vintern 2019 var uppmätt medeltemperatur cirka 0–0,5 °C i mätstationen uppströms i Luleälven medan medeltemperaturen i mätstationen vid Strömören var cirka 1,5 °C. I juli-augusti 2019 var uppmätt medeltemperatur cirka 16,5 °C i båda stationerna.

Information om temperaturer från Inre Hertsöfjärden baseras på resultat från nuläggessimuleringar av vattenförekomsten för mars och juli år 2019 inom tidigare uppdrag (uppdragsnummer 13010811). Simuleringarna inkluderar utsläpp i Inre Hertsöfjärden från verksamheterna SSAB och Lulekraft, vilka påverkar både flödet från och temperatur på vattnet som lämnar Inre Hertsöfjärden. Inom det tidigare uppdraget

modellerades temperaturpåverkan i Inre Hertsöfjärden, och simuleringen inkluderade värmeutbyte med atmosfären. Modellen kalibrerades utifrån en temperaturkartering, och validerades mot temperaturmätningar som utförts som en del av SSAB:s recipientkontroll. Valideringen visade en viss avvikelse (som mest 18%) mellan modellresultaten och temperaturmätningarna vid vissa mättillfällen, främst under senvår och sommar. Avvikelsen var generellt något större vid Gräsörenbron jämfört med övriga provtagningspunkter uppströms i Inre Hertsöfjärden, vilket möjligtvis beror en större osäkerhet i uppmätta flöden vid ett specifikt utlopp nära Gräsörenbron. Sammantaget bedömdes dock modellen väl beskriva förhållandena i recipienten med hänsyn till de data som var tillgängliga att jämföra med.



Figur 28. Mätstationer för vattentemperatur kring Luleå.

Information om temperatur och salinitet i havet har hämtats från SMHI:s vattenwebb. Medelvärden för de simulerade månaderna mars och juli under åren 2004–2018 har använts. Data har hämtats från samtliga vattenförekomster vid modellens gränser och medelvärden har beräknats (Tabell 24).

Tabell 24. Medeltemperatur över djupet i mars och juli månad längs modellens yttre gräns enligt SMHI:s vattenwebb.

Månad	Temperatur (°C)	Salinitet (PSU)
Mars	0,8	2,2
Juli	13	2,0

Sammanfattning av valda drivdata och halter

För kustområdet kring Luleå simuleras två representativa scenarier. Ett scenario som representerar kallare förhållanden i recipienten (vinter) och ett som representerar varmare förhållanden i recipienten (sommars). Vintern representeras av mars 2019 på grund av att förhållanden avseende flöde i Luleälven och temperatur i recipienten bedöms avspegla förhållandena under vintern 2018/2019 väl jämfört med januari och februari månad. Jämfört med vintern är sommaren kort i Luleå och bedöms främst representeras av juli och augusti månad. Juli 2019 valdes främst ut på grund av att flödet i Luleälven låg närmare medelflödet för juli-augusti sett över flera år.

Flöden och temperaturer från Inre Hertsöfjärden baseras på resultat från nuläggessimuleringar av vattenförekomsten för mars och juli år 2019 inom tidigare uppdrag (uppdragsnummer 13010811). Simuleringarna inkluderar utsläpp i Inre Hertsöfjärden från verksamheterna SSAB och Lulekraft, vilka påverkar både flödet från och temperatur på vattnet som lämnar Inre Hertsöfjärden. Indata till föreliggande modellering har baserats på resultat vid Gräsörenbron för perioderna 1–14 mars och 1–14 juli.

Flöden och temperaturer från Inre Hertsöfjärden baseras på resultat för nuläggessimuleringar av mars och juli år 2019 inom tidigare uppdrag. Flödet ut via Harrbäcken har satts till årsmedelflödet enligt S-HYPE.

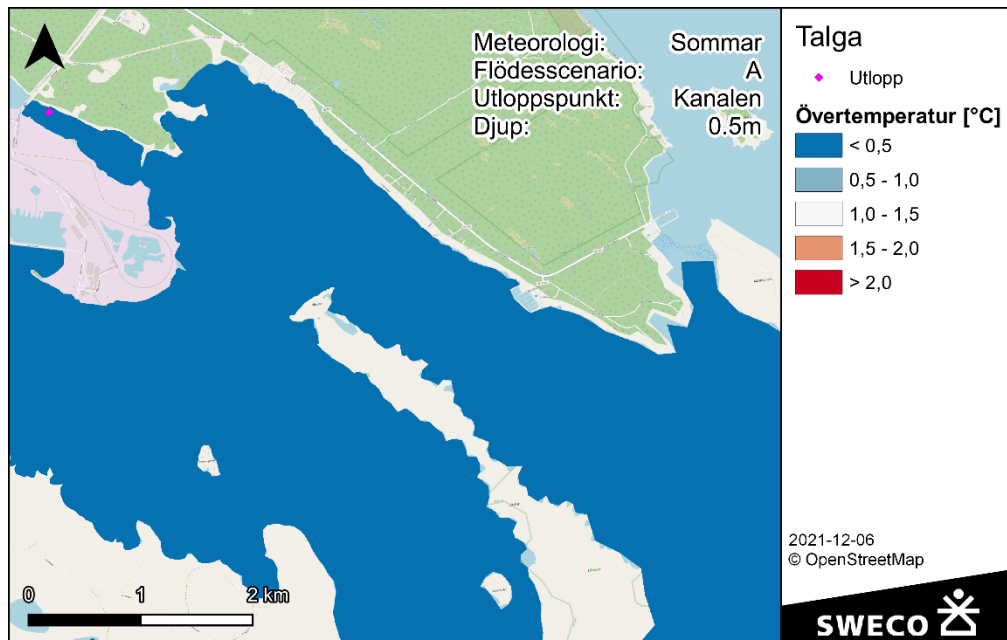
Samtliga valda drivdata presenteras i Tabell 25.

Tabell 25. Översikt över drivdata och halter för modellen av kustområdet kring Luleå för vinter- respektive sommarscenariot.

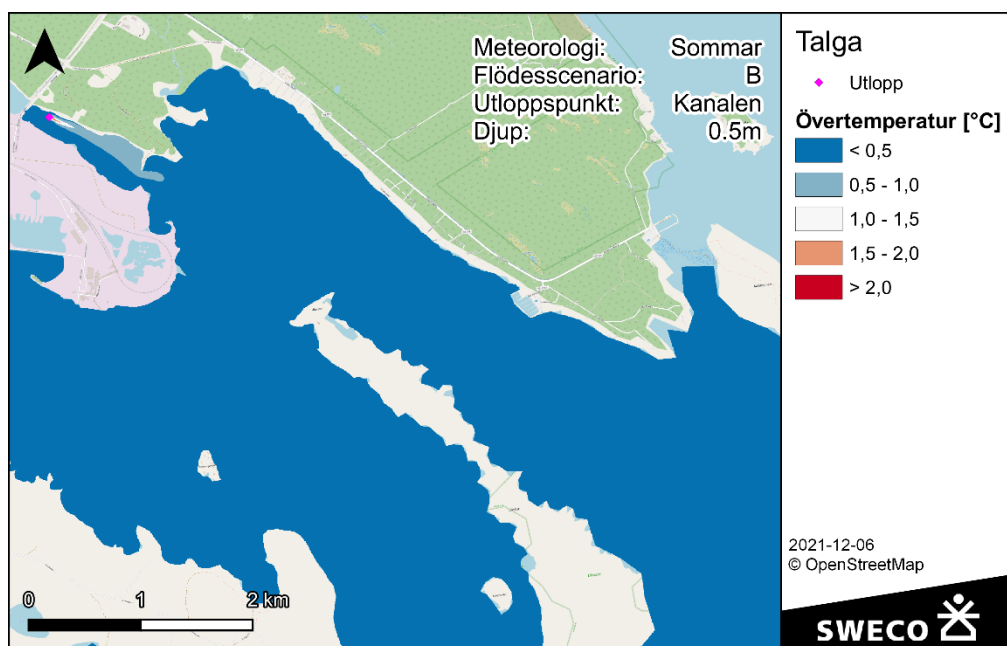
Scenario	Vinter	Sommars
Flöde (m³/s)		
Luleälven	561	483
Utlöpp Inre Hertsöfjärden	2,2	4,8
Harrbäcken	0,07	0,07
Temperatur (°C)		
Havet	0,8	13,0
Luleälven	0,3	16,5
Utlöpp Inre Hertsöfjärden	0,9	15,1
Harrbäcken	0,9	15,1
Salinitet (PSU)		
Havet	2,2	2,0

De modellerade scenarierna som simulerats i denna utredning är utvalda för att representera statistiskt normala förhållanden i recipienten. Det förekommer alltså i verkligheten en variation över tid med tillfälligt bättre och sämre förhållanden.

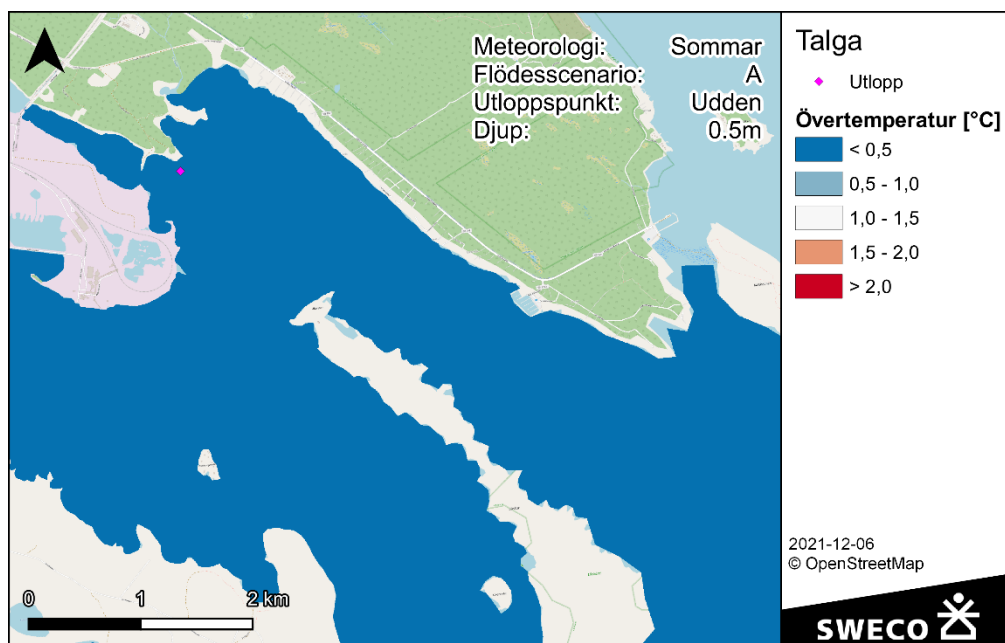
Bilaga B. Modellresultat temperaturpåverkan



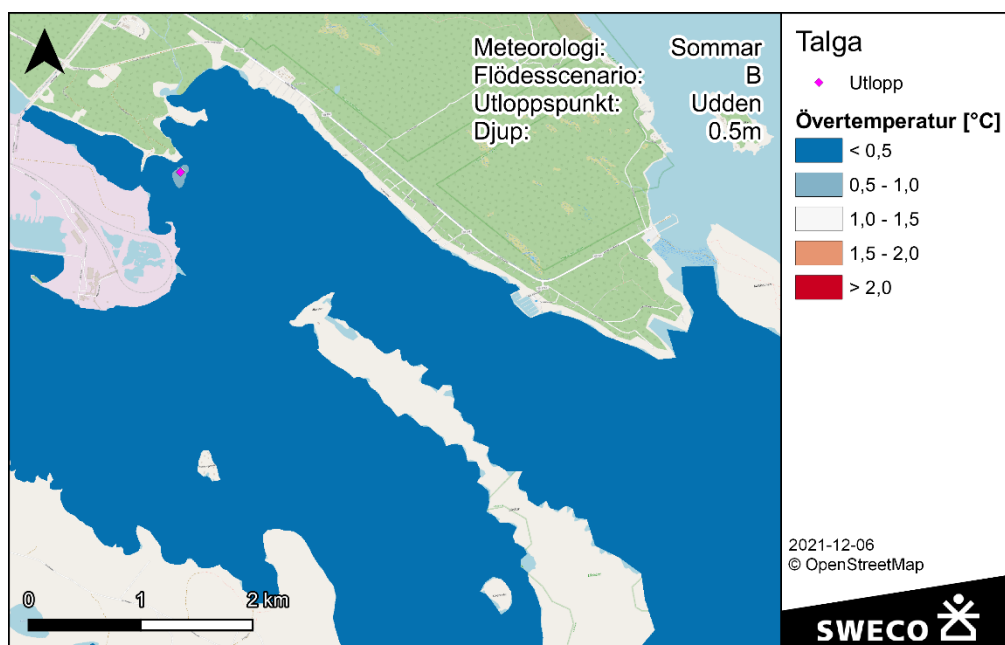
Figur 29. Modellerad temperaturpåverkan **sommar** från utsläppspunkten **Kanalén**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **A**.



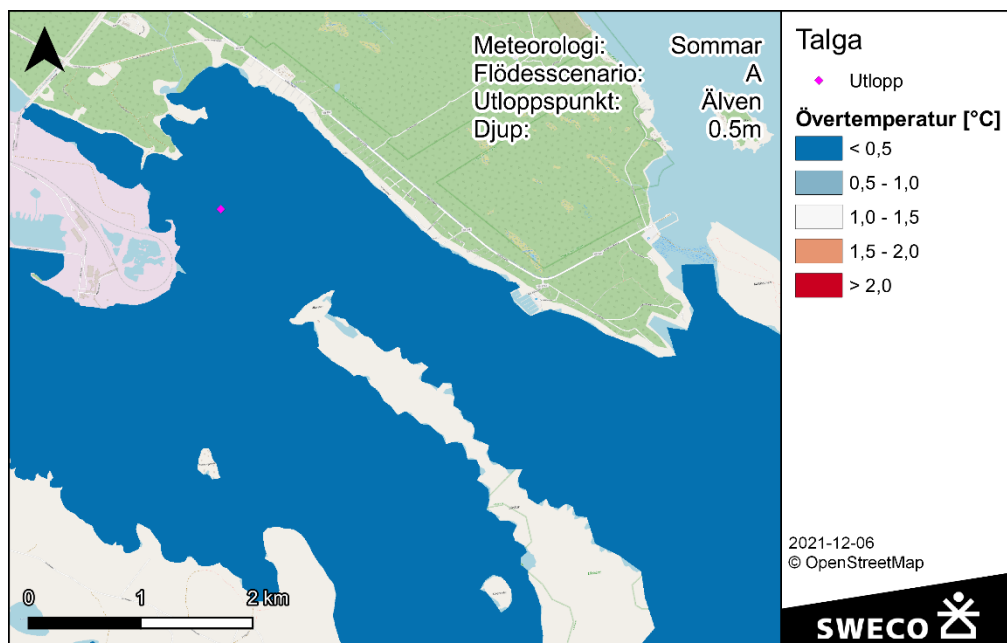
Figur 30. Modellerad temperaturpåverkan **sommar** från utsläppspunkten **Kanalén**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.



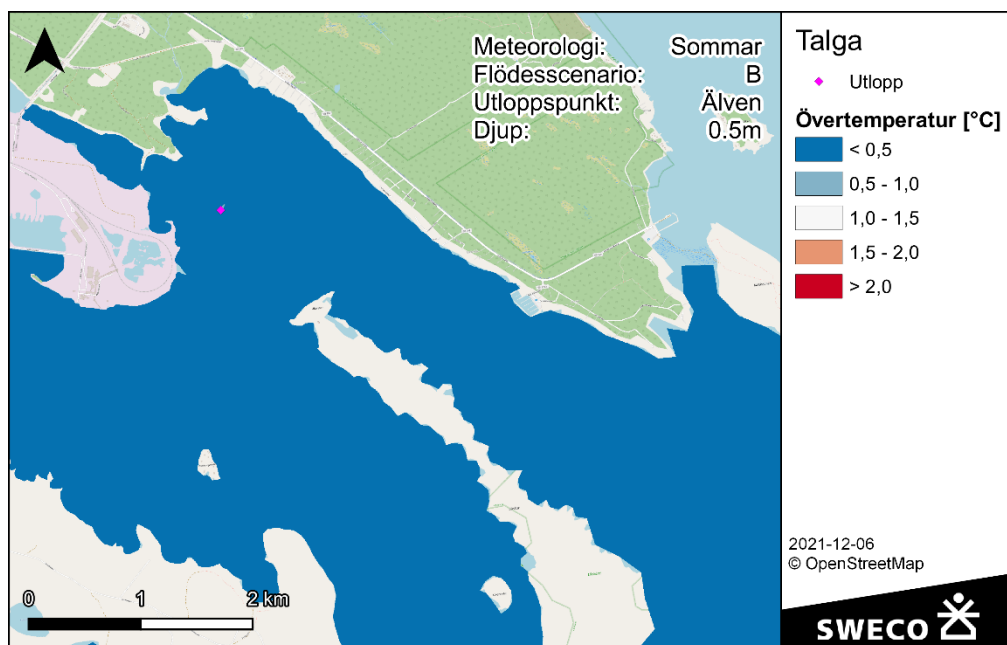
Figur 31. Modellerad temperaturpåverkan **sommar** från utsläppspunkten **Udden**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **A**.



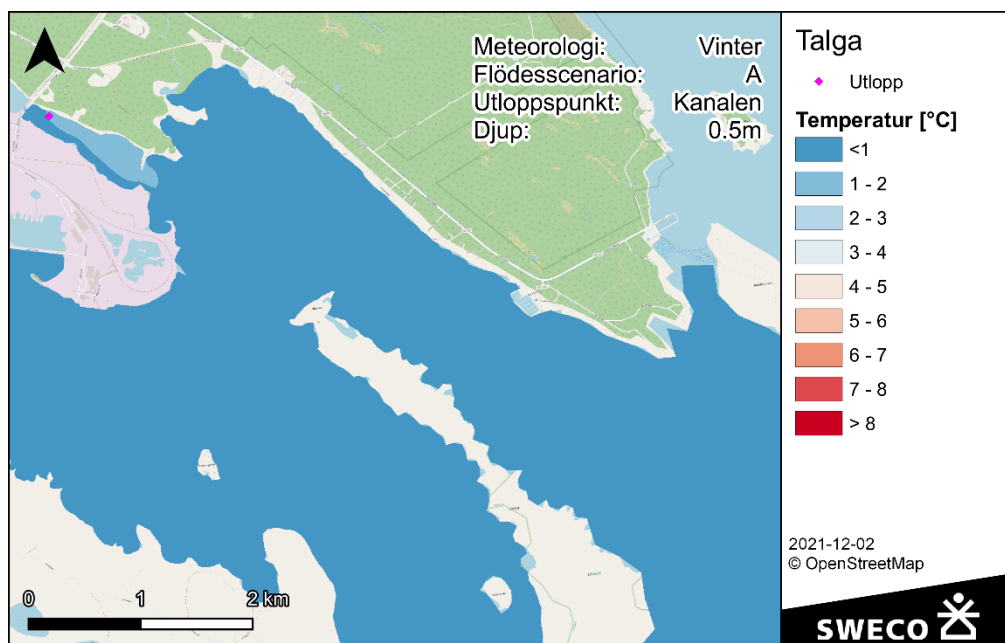
Figur 32. Modellerad temperaturpåverkan **sommar** från utsläppspunkten **Udden**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.



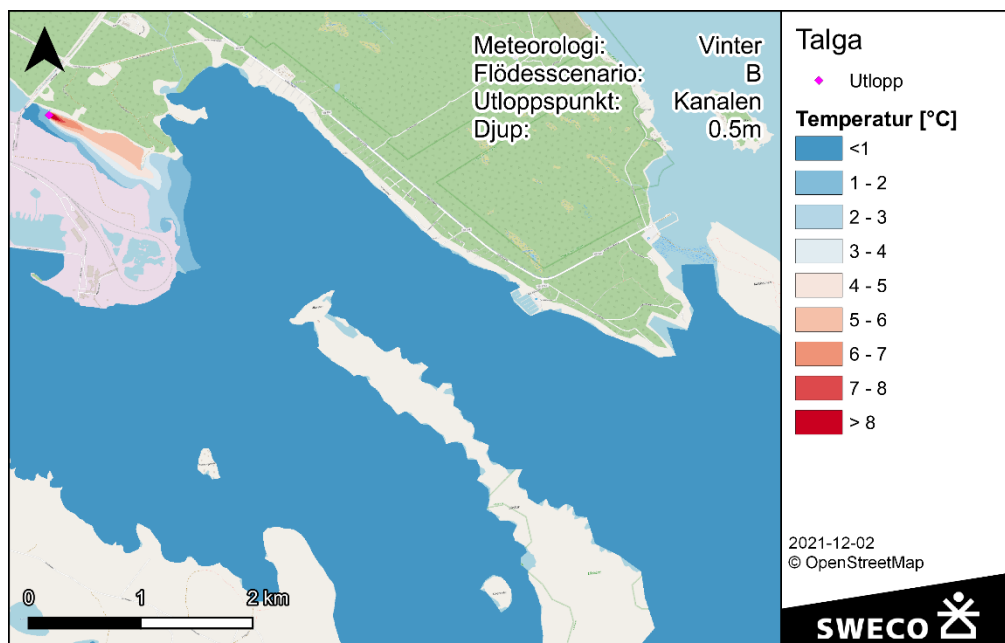
Figur 33. Modellerad temperaturpåverkan **sommar** från utsläppspunkten **Älven**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **A**.



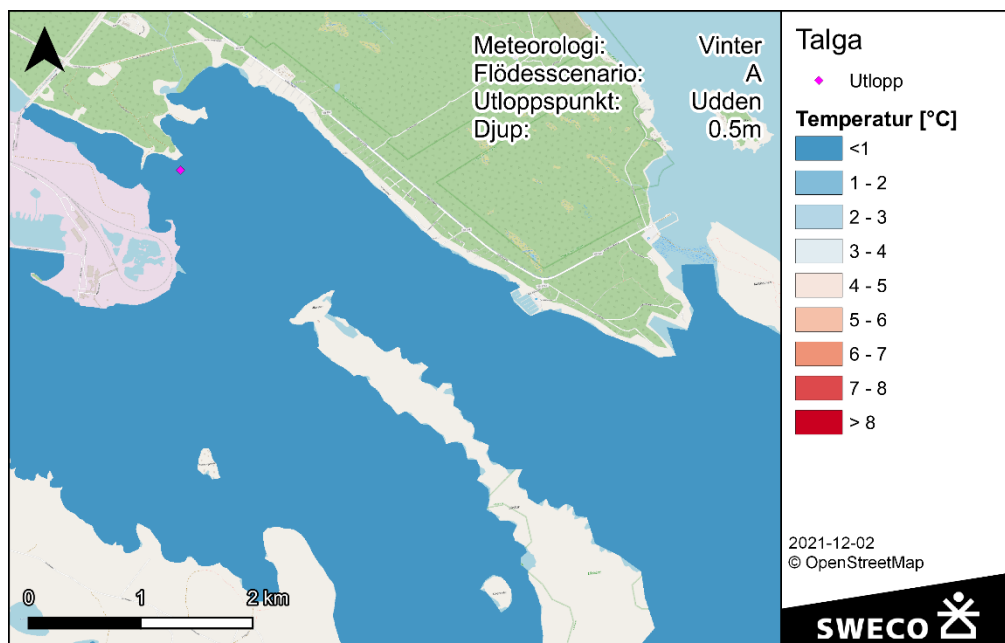
Figur 34. Modellerad temperaturpåverkan **sommar** från utsläppspunkten **Älven**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.



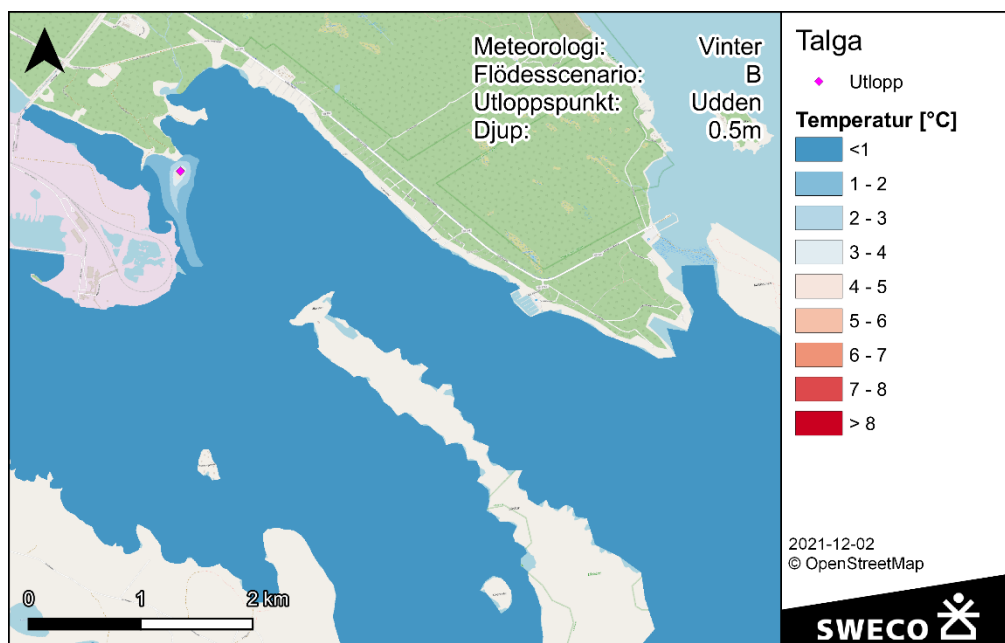
Figur 35. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Kanalén**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **A**.



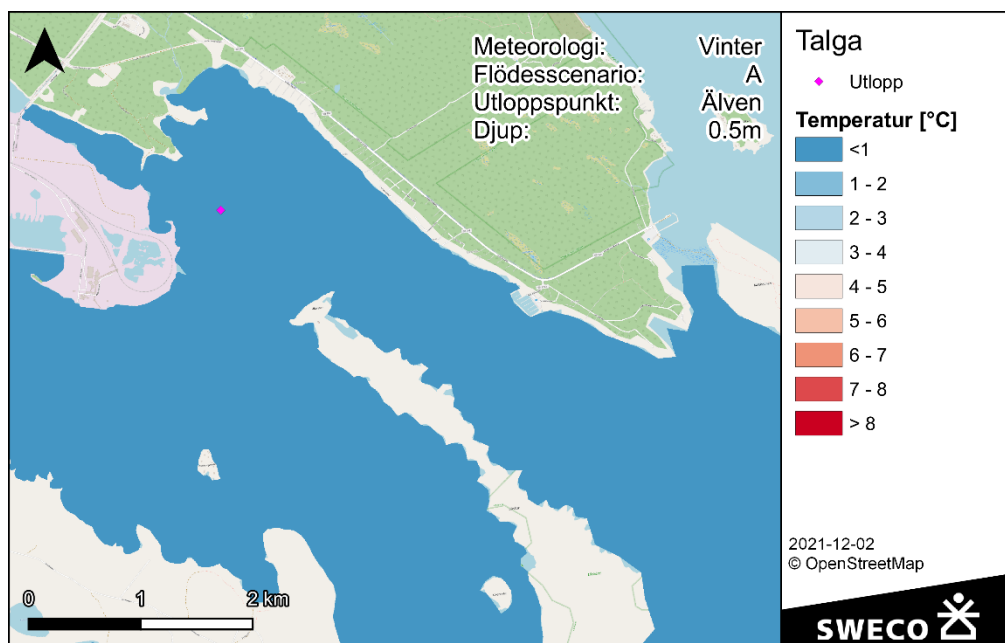
Figur 36. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Kanalén**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.



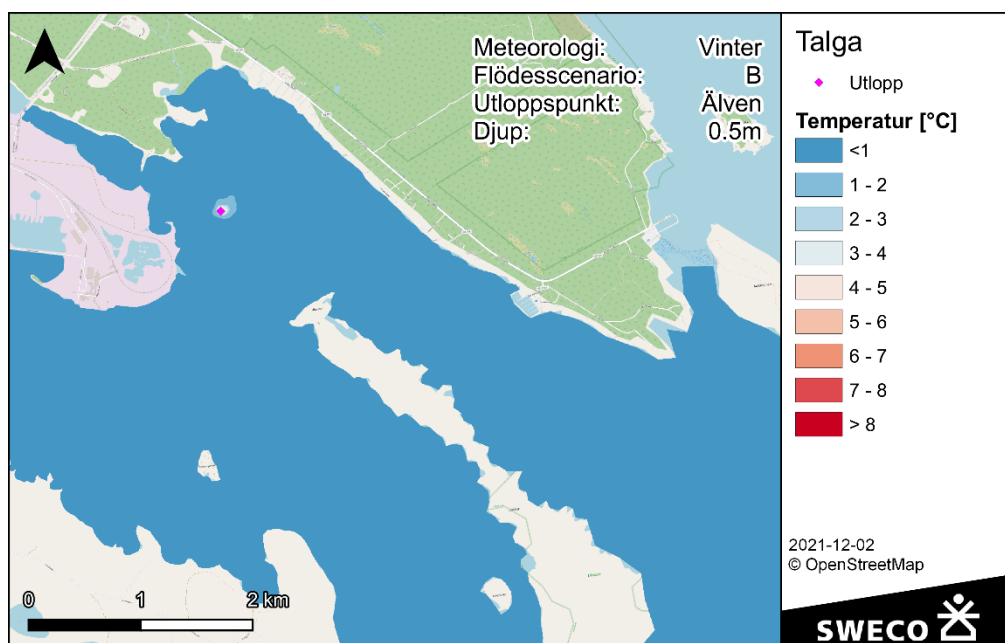
Figur 37. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Udden**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **A**.



Figur 38. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Udden**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.

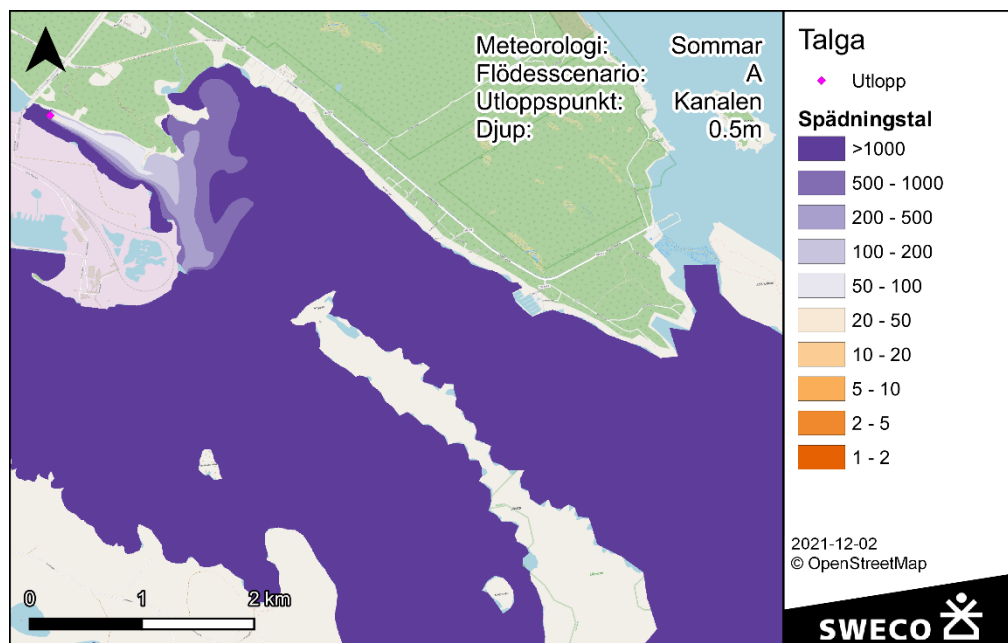


Figur 39. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Älven**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **A**.

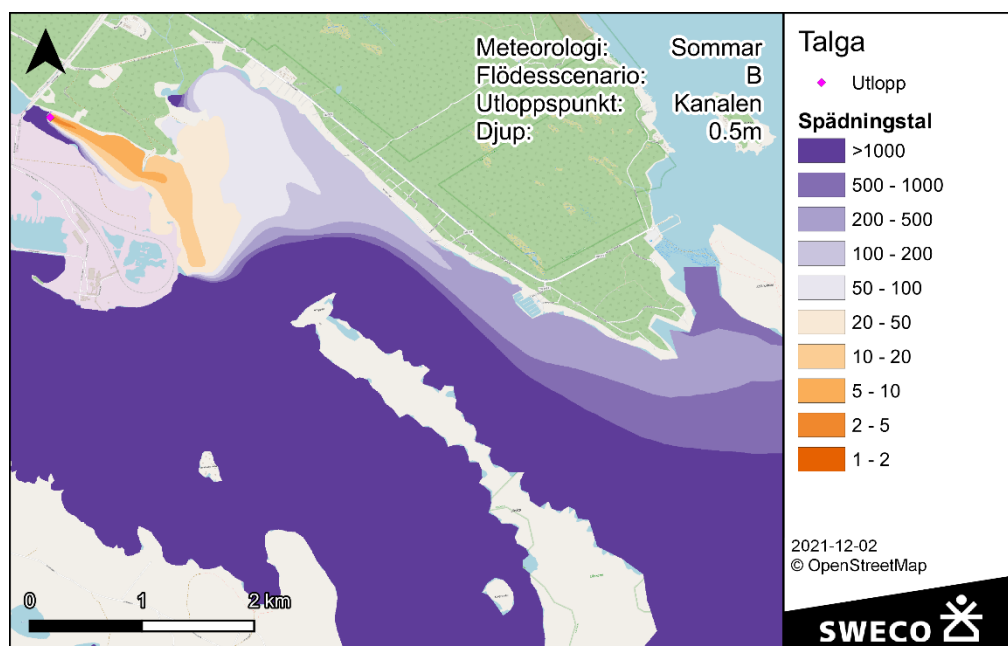


Figur 40. Modellerad temperaturpåverkan **vinter** från utsläppspunkten **Älven**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario **B**.

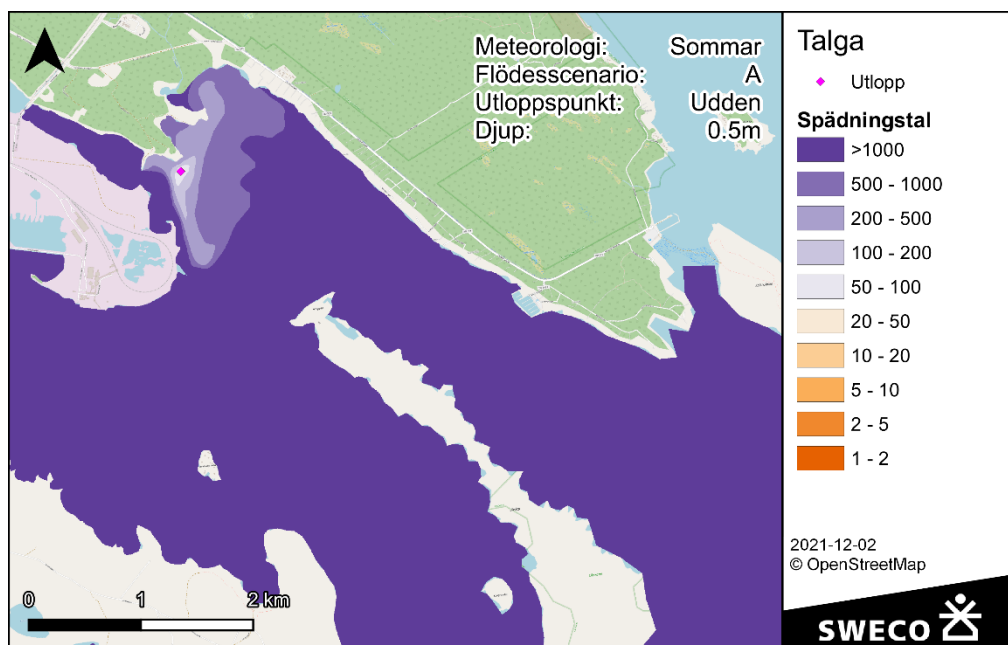
Bilaga C. Modellresultat spädning



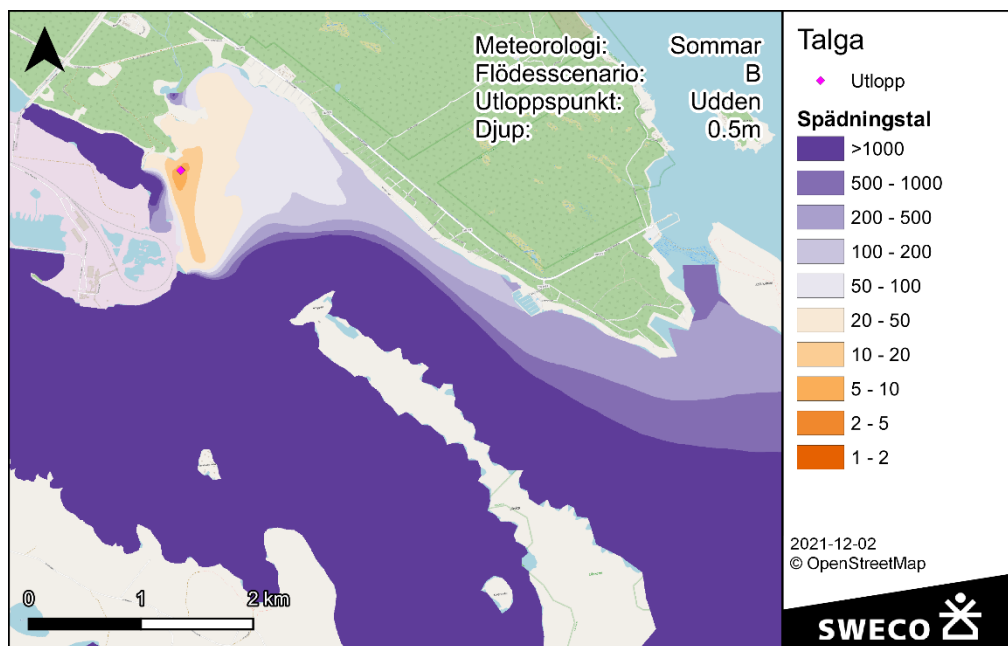
Figur 41. Modellerad spridning/utspädning **sommar**. Medel av spädningstal för utsläpp från Kanalén, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario A.



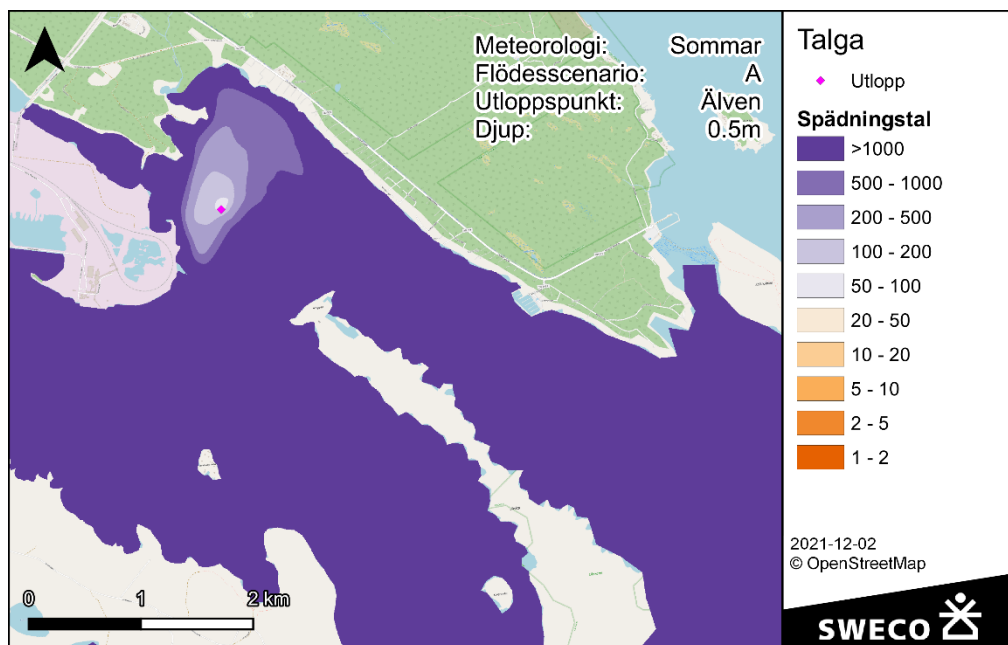
Figur 42. Modellerad spridning/utspädning **sommar**. Medel av spädningstal för utsläpp från Kanalén, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario B.



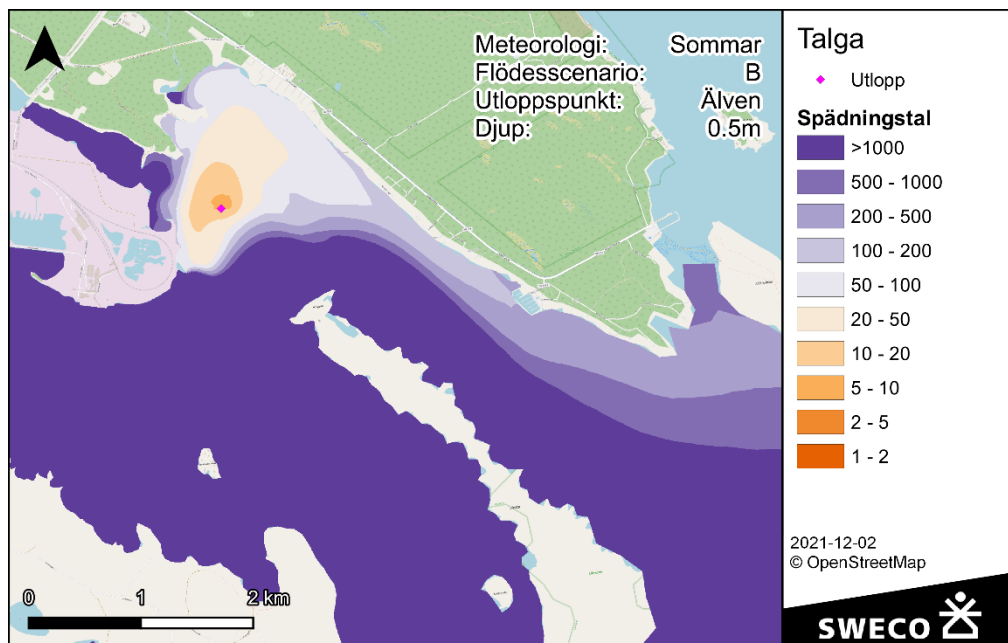
Figur 43. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från **Udden**. Utsläppsscenario **A**.



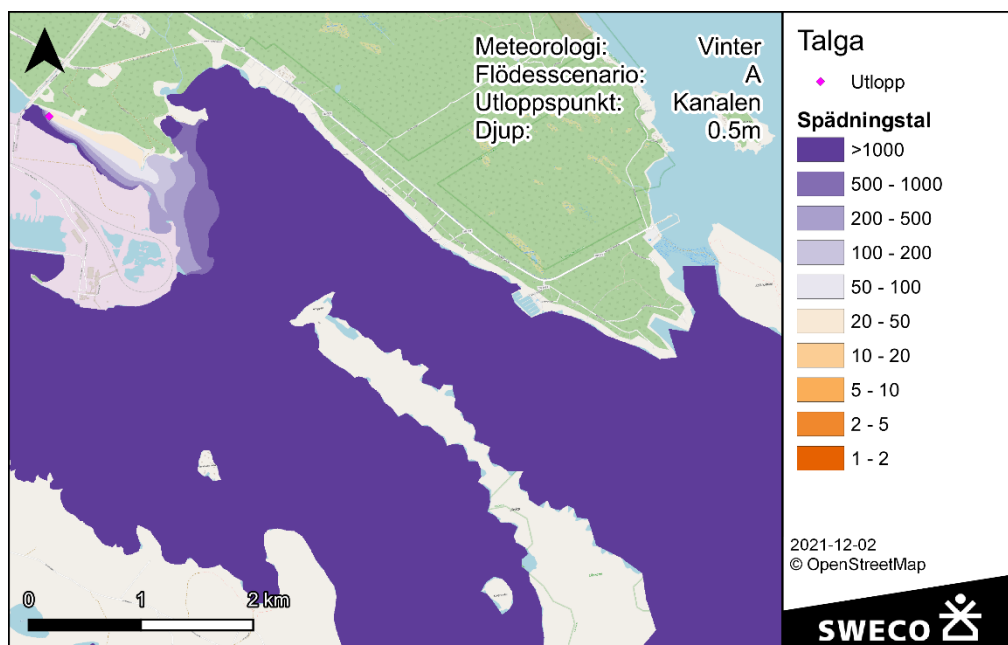
Figur 44. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från **Udden**. Utsläppsscenario **B**.



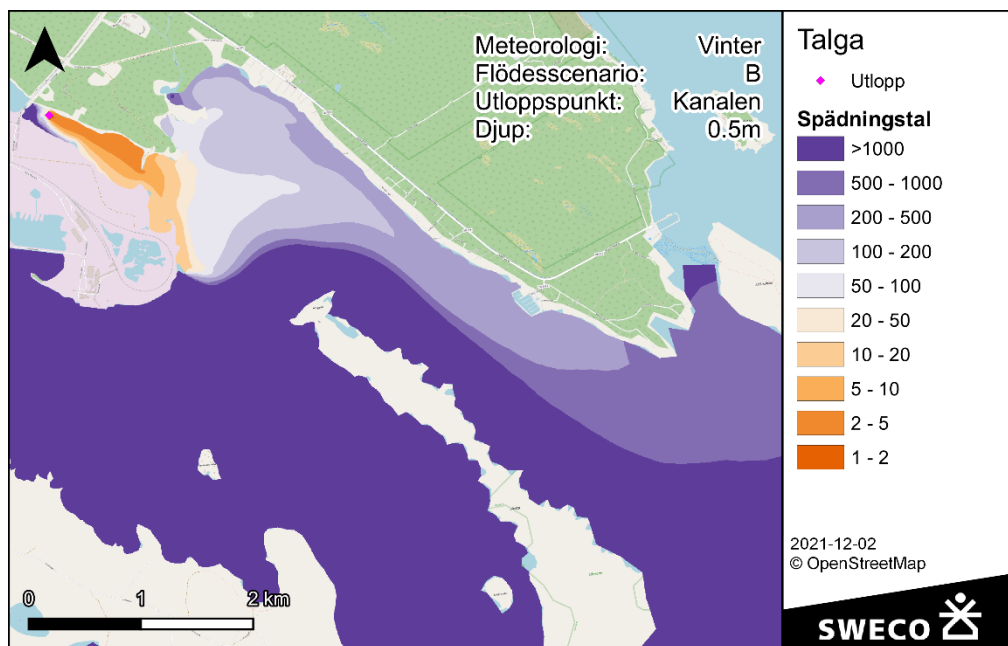
Figur 45. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från **Älven**. Utsläppsscenario **A**.



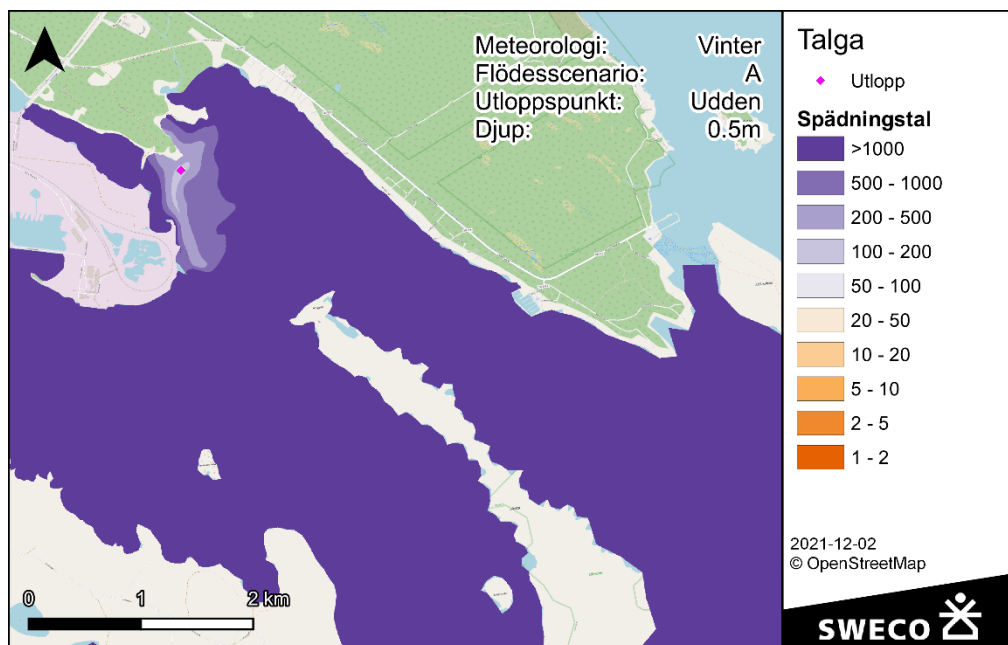
Figur 46. Modellerad spridning/utspädning **sommar**, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från **Älven**. Utsläppsscenario **B**.



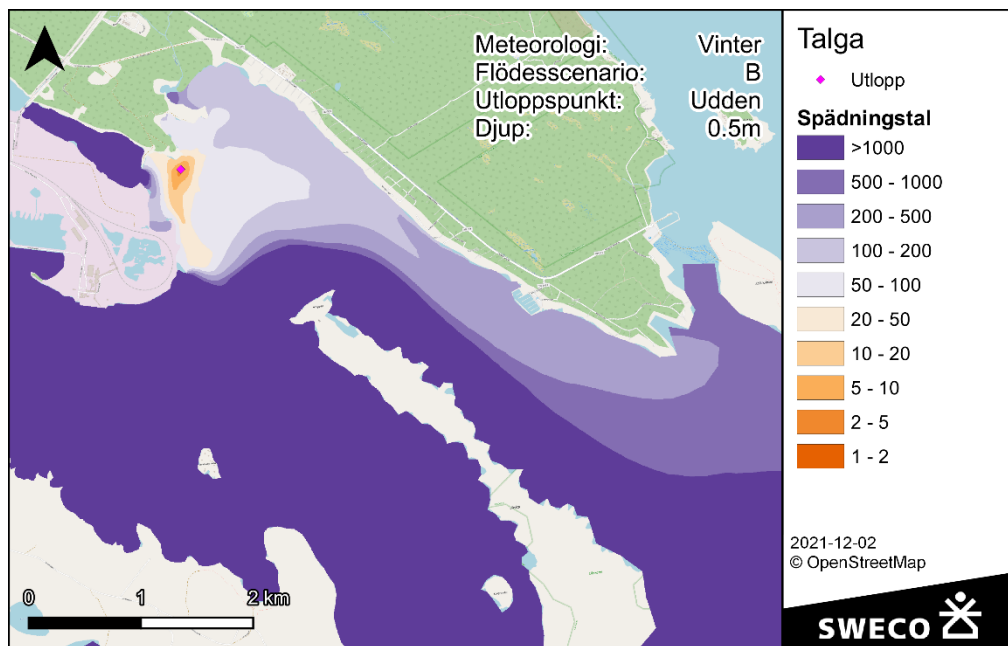
Figur 47. Modellerad spridning/utspädning *vinter*, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från *Kanalen*. Utsläppsscenario *A*.



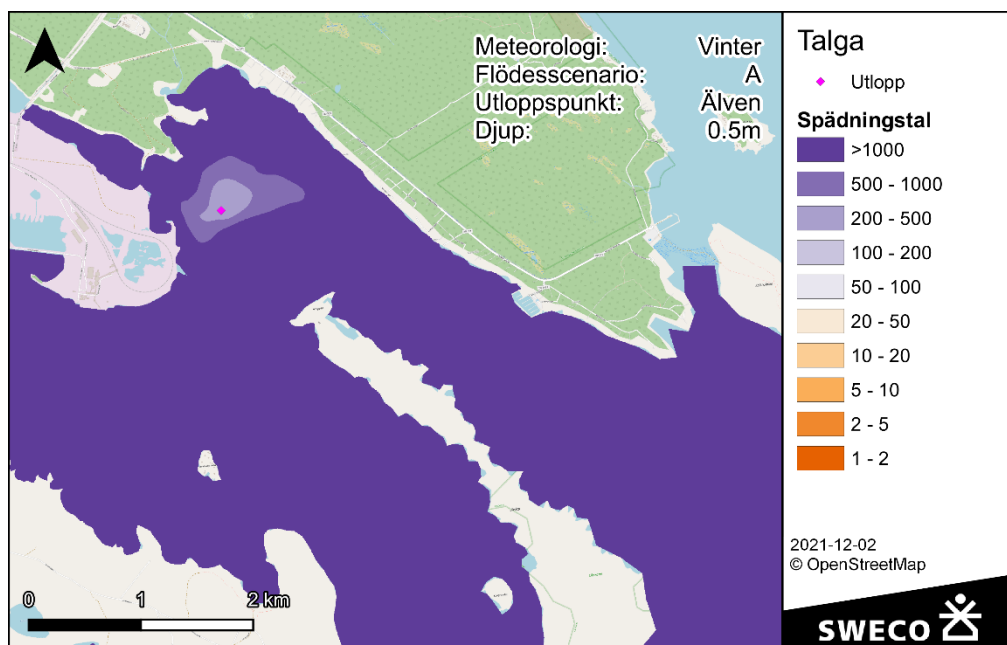
Figur 48. Modellerad spridning/utspädning *vinter*, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från *Kanalen*. Utsläppsscenario *B*.



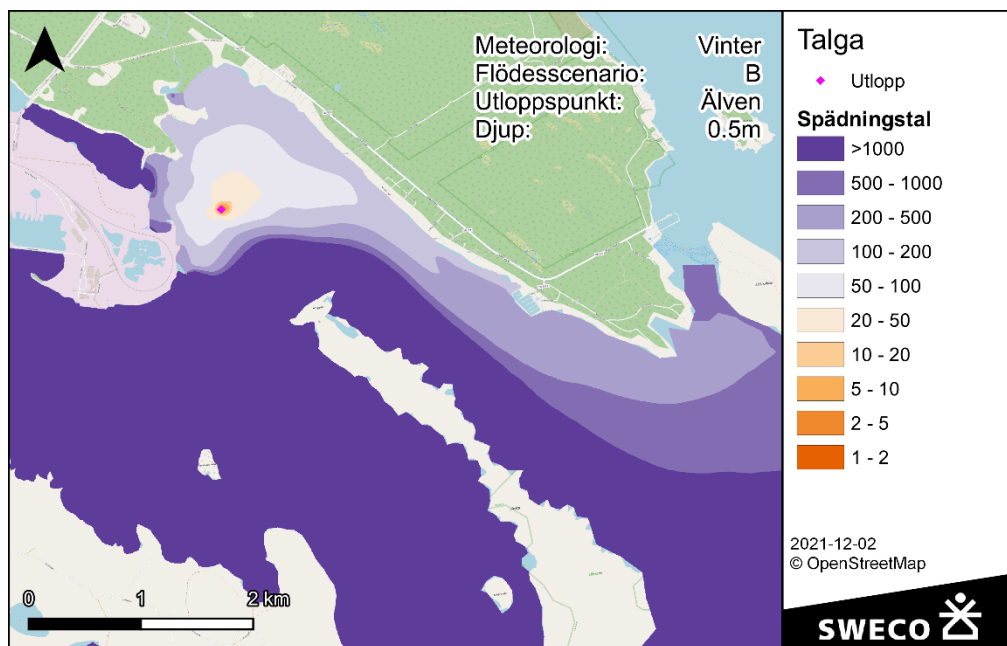
Figur 49. Modellerad spridning/utspädning *vinter*, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från **Udden**. Utsläppsscenario **A**.



Figur 50. Modellerad spridning/utspädning *vinter*, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från **Udden**. Utsläppsscenario **B**.

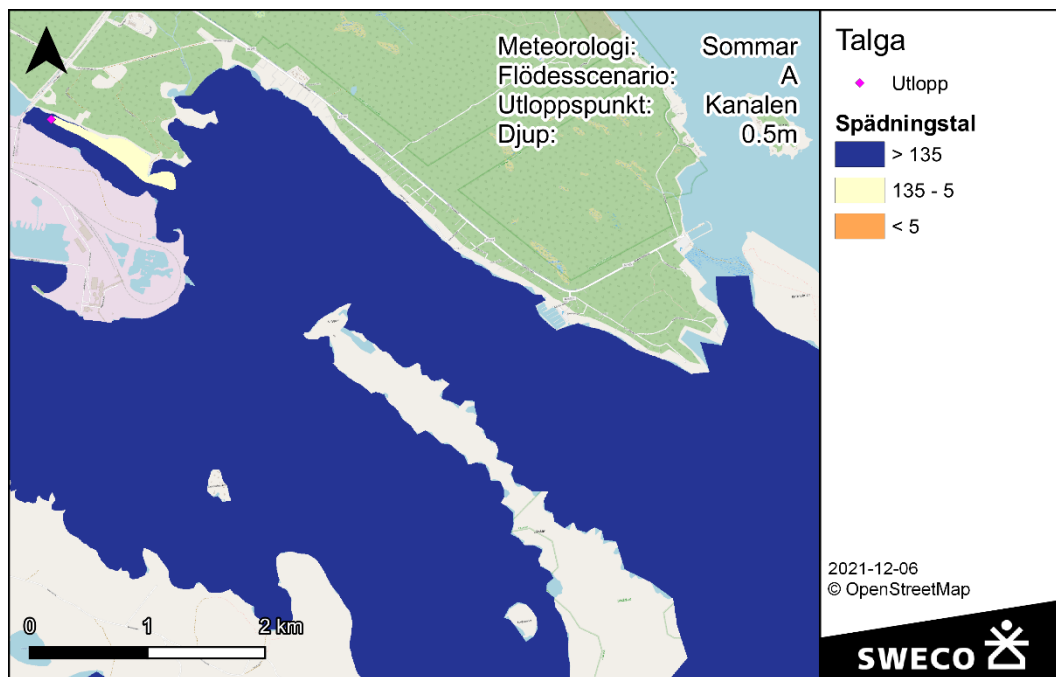


Figur 51. Modellerad spridning/utspädning *vinter*, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från Älven. Utsläppsscenario A.

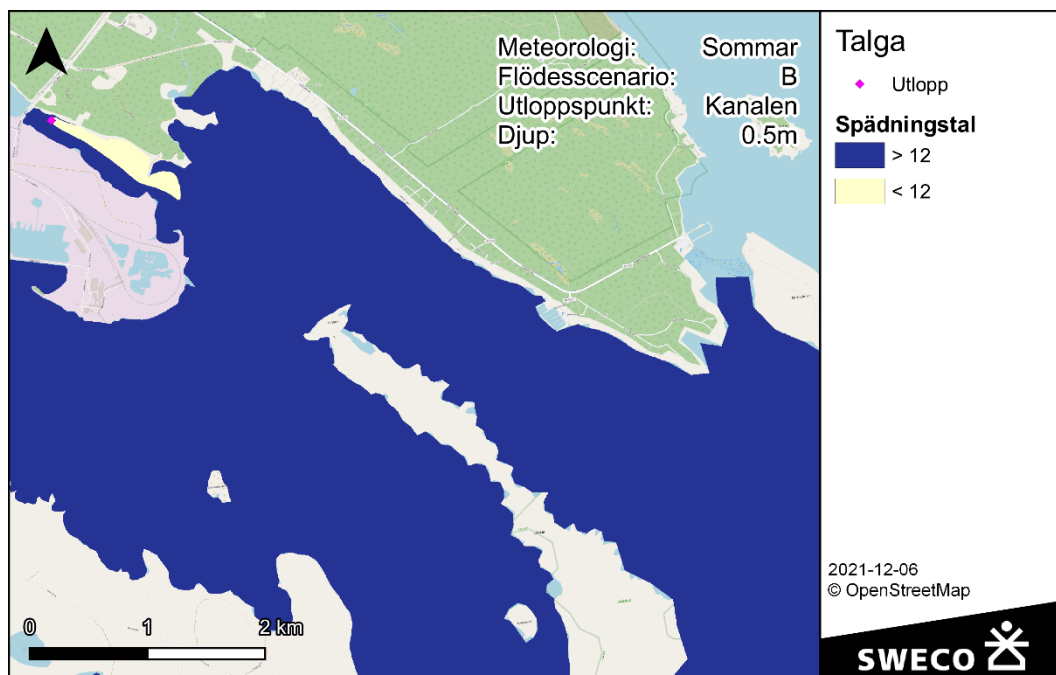


Figur 52. Modellerad spridning/utspädning *vinter*, på 0,5 m djup. Medel av spädningstal för utsläpp från Älven. Utsläppsscenario B.

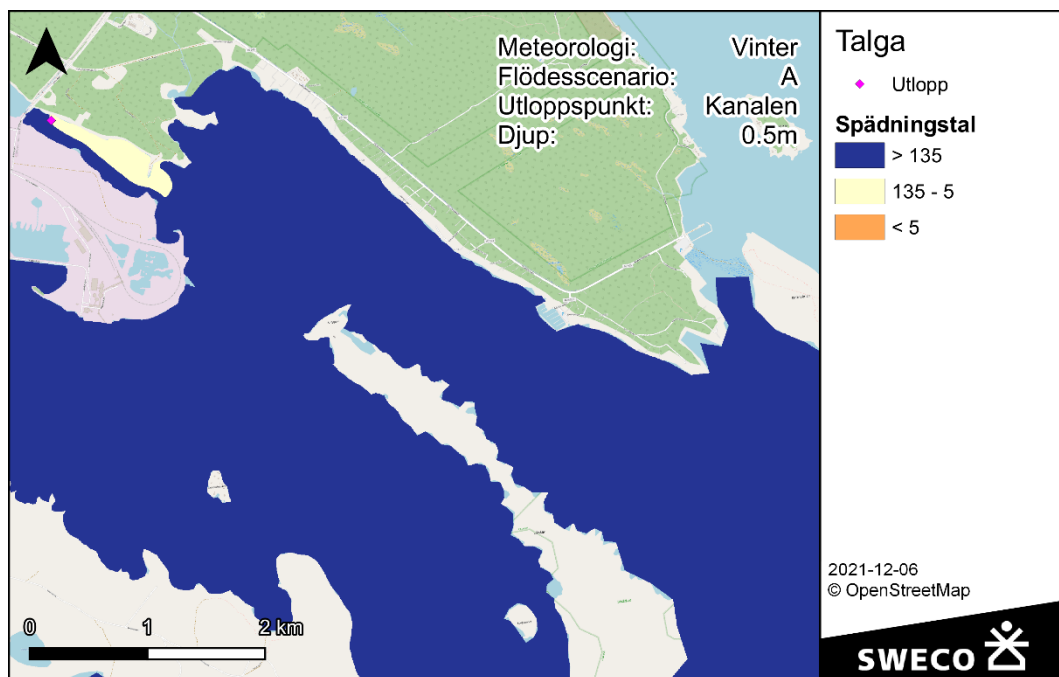
Bilaga D. Spädning av zink



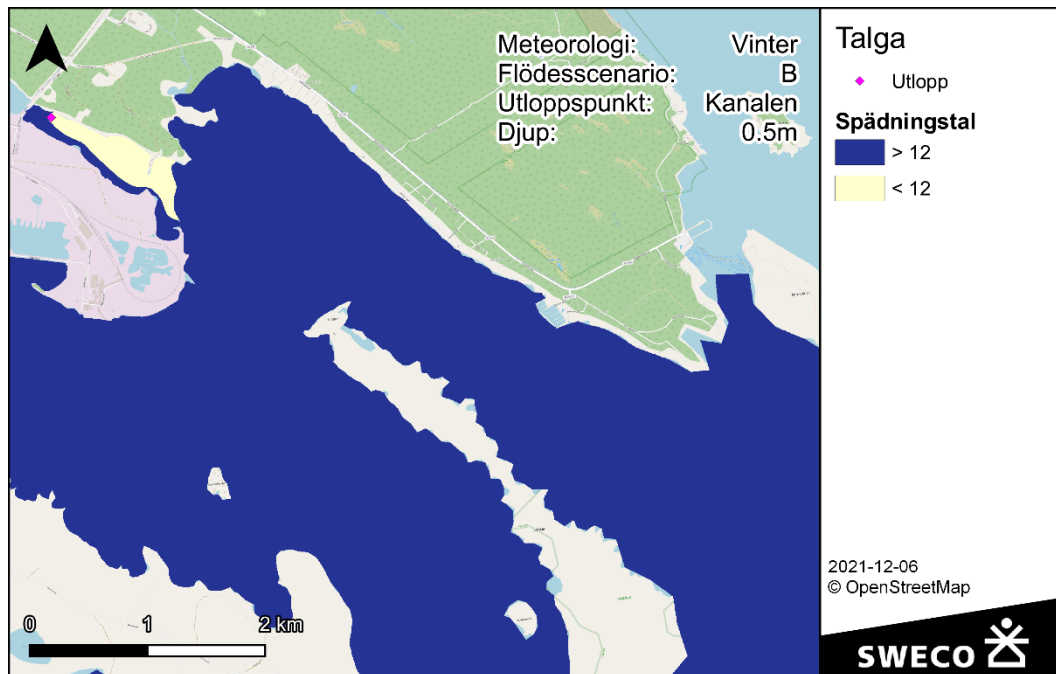
Figur 53. Modellerad spädning av zink **sommar**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario A, utsläppspunkt Kanalen.



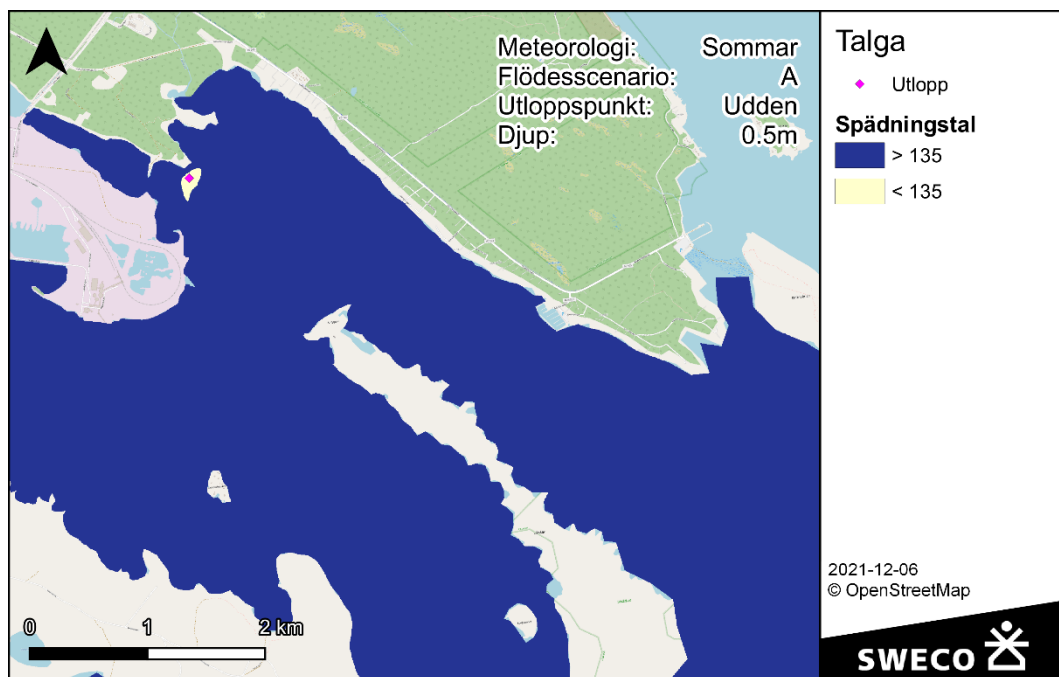
Figur 54. Modellerad spädning av zink **sommar**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario B, utsläppspunkt Kanalen.



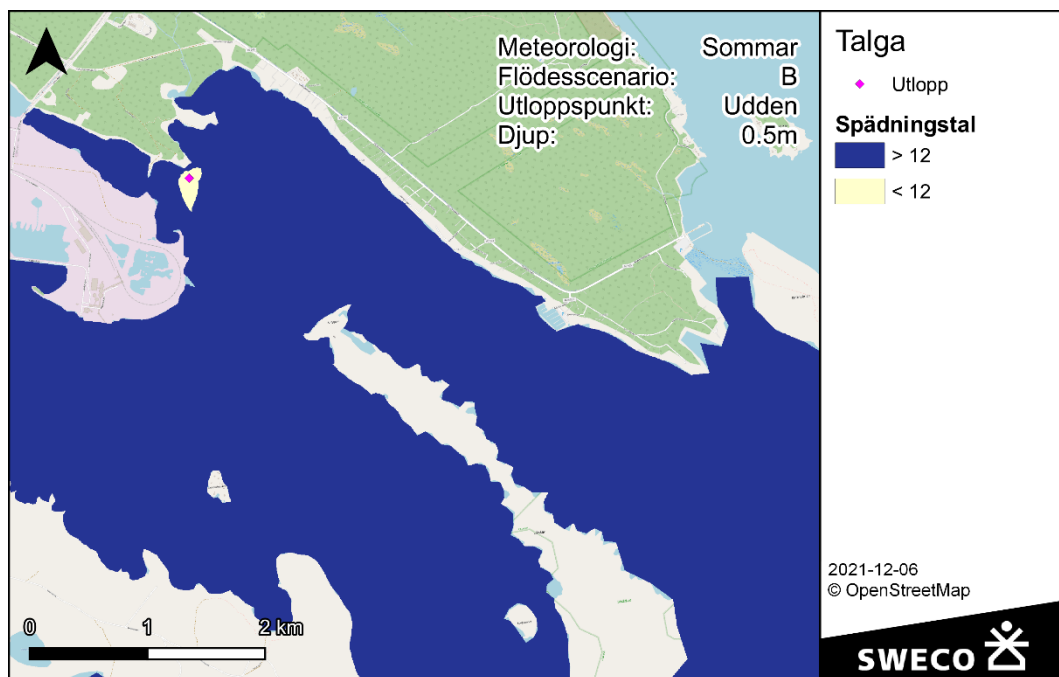
Figur 55. Modellerad spädning av zink **vinter**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario A, utsläppspunkt Kanalen.



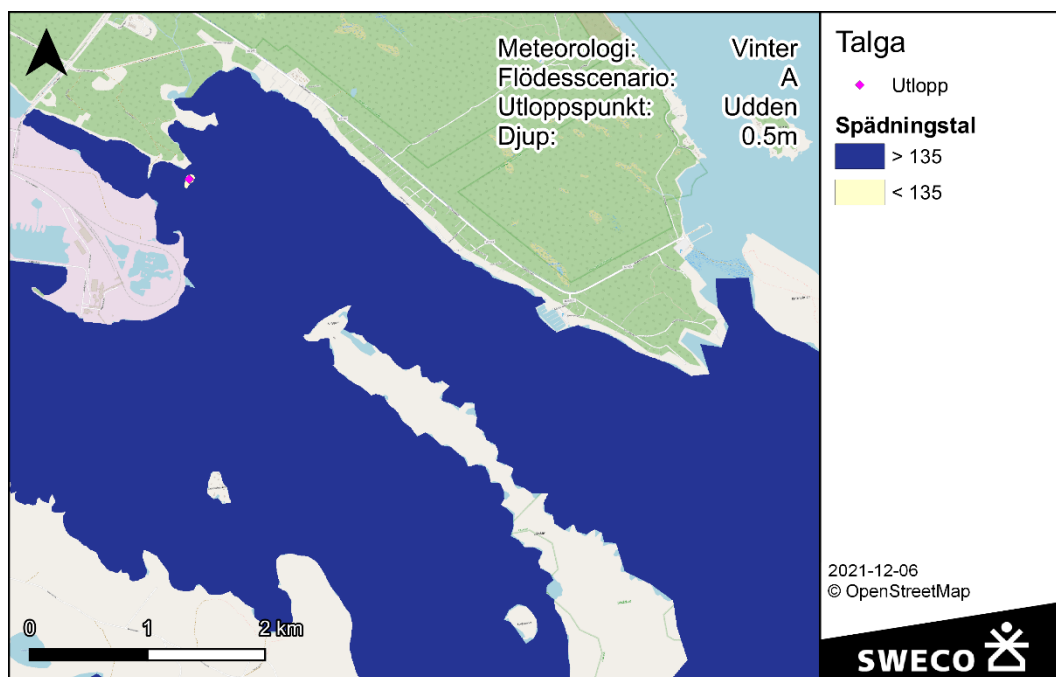
Figur 56. Modellerad spädning av zink **vinter**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario B, utsläppspunkt Kanalen.



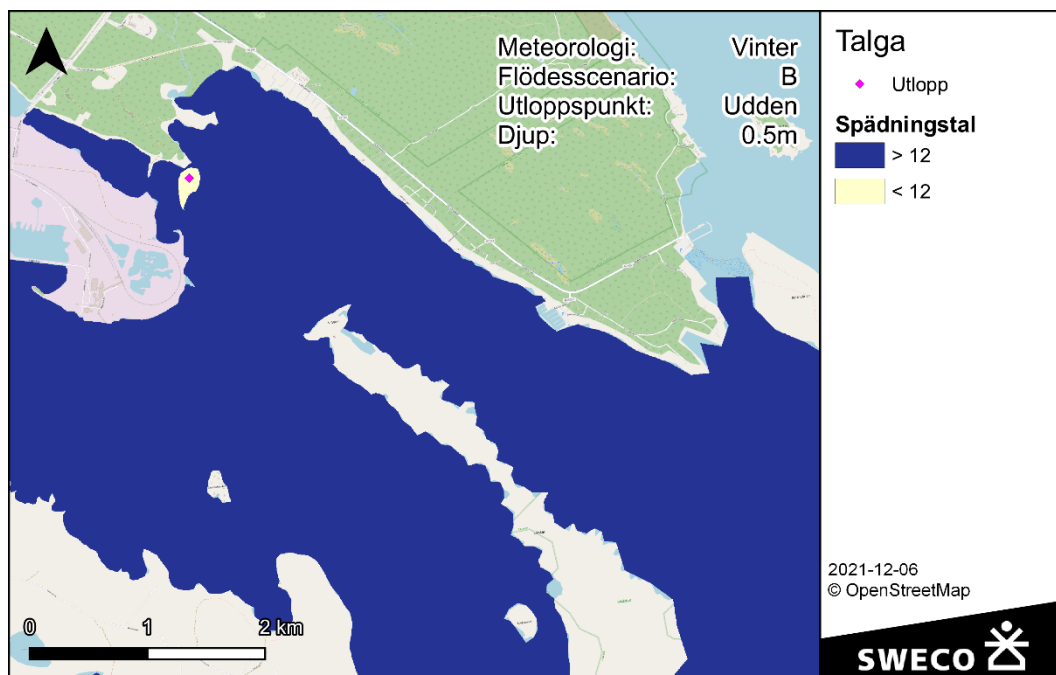
Figur 57. Modellerad spädning av zink **sommar**, på 0,5 m djup. Utslæppsscenario A, utslæppspunkt Udden.



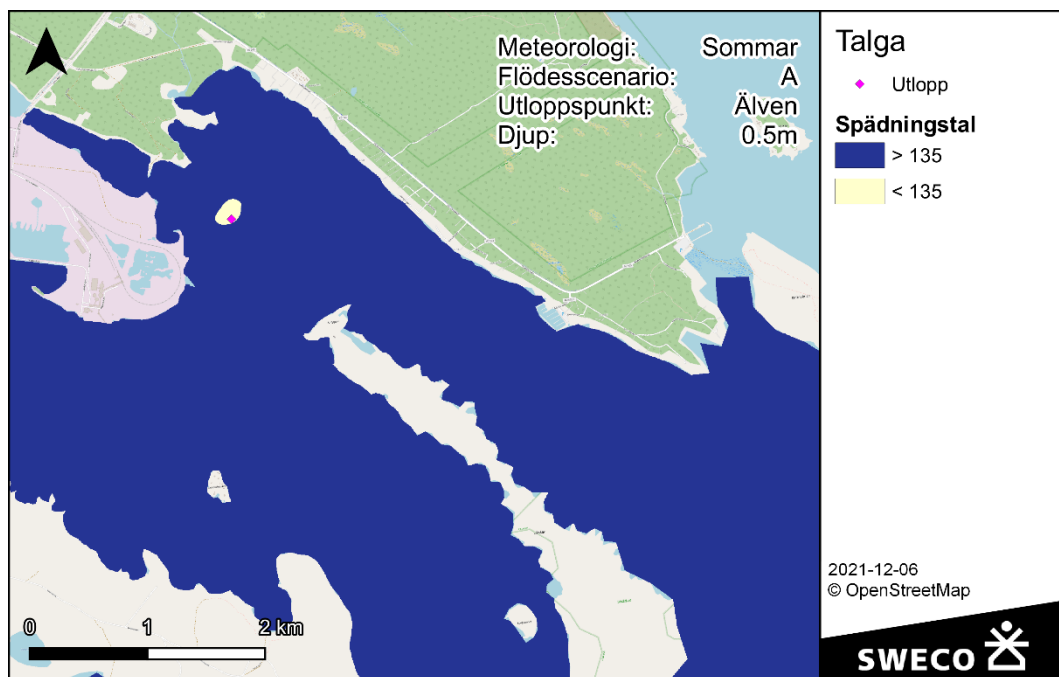
Figur 58. Modellerad spädning av zink **sommar**, på 0,5 m djup. Utslæppsscenario B, utslæppspunkt Udden.



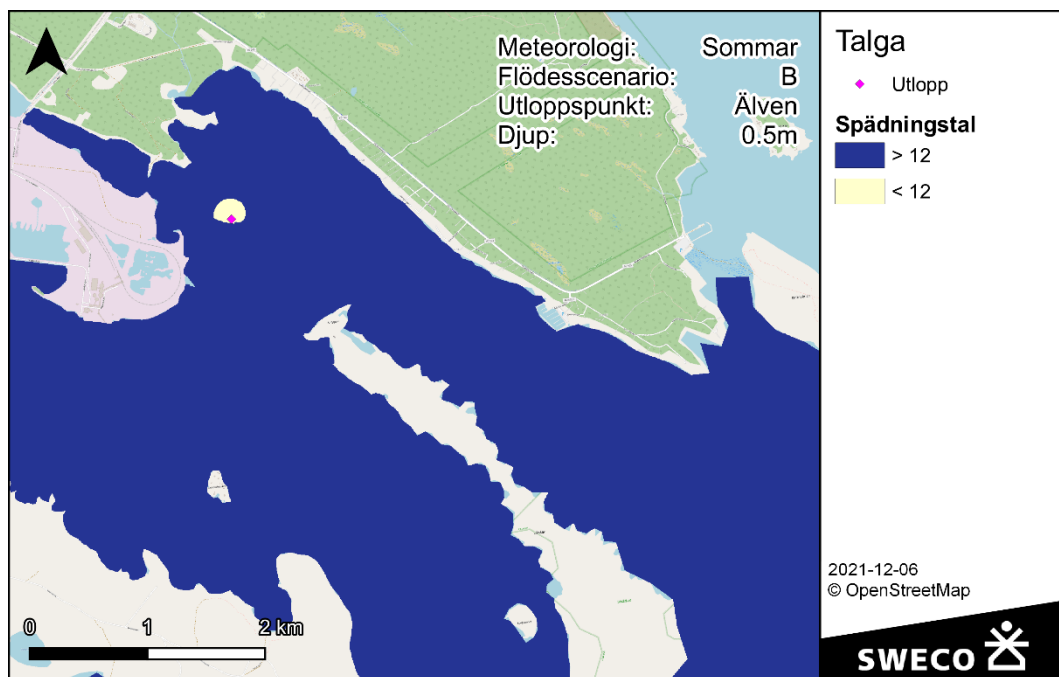
Figur 59. Modellerad spädning av zink **vinter**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario A, utsløppspunkt Udden.



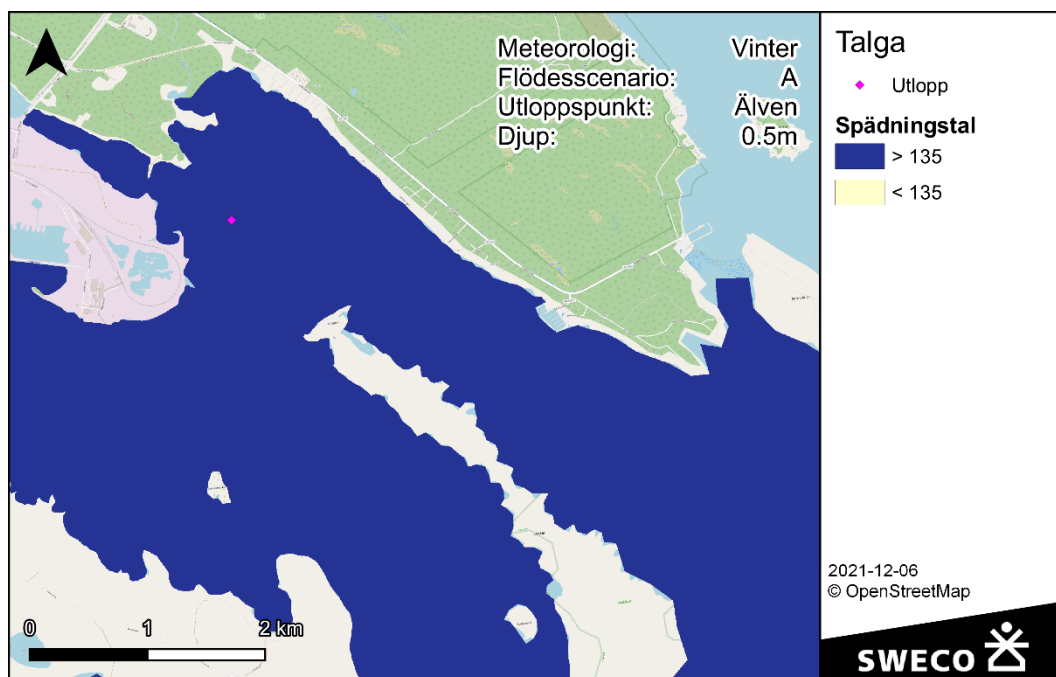
Figur 60. Modellerad spädning av zink **vinter**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario B, utsløppspunkt Udden.



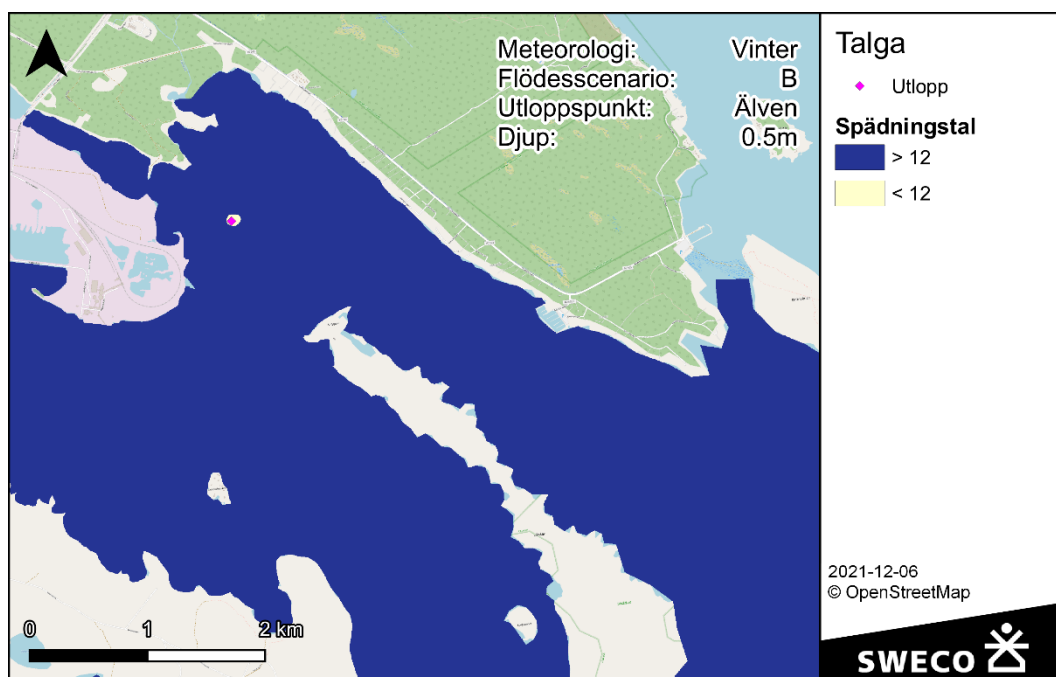
Figur 61. Modellerad spädnings av zink **sommar**, på 0,5 m djup. Utløppsscenario A, utløppspunkt Älven.



Figur 62. Modellerad spädnings av zink **sommar**, på 0,5 m djup. Utløppsscenario B, utløppspunkt Älven.



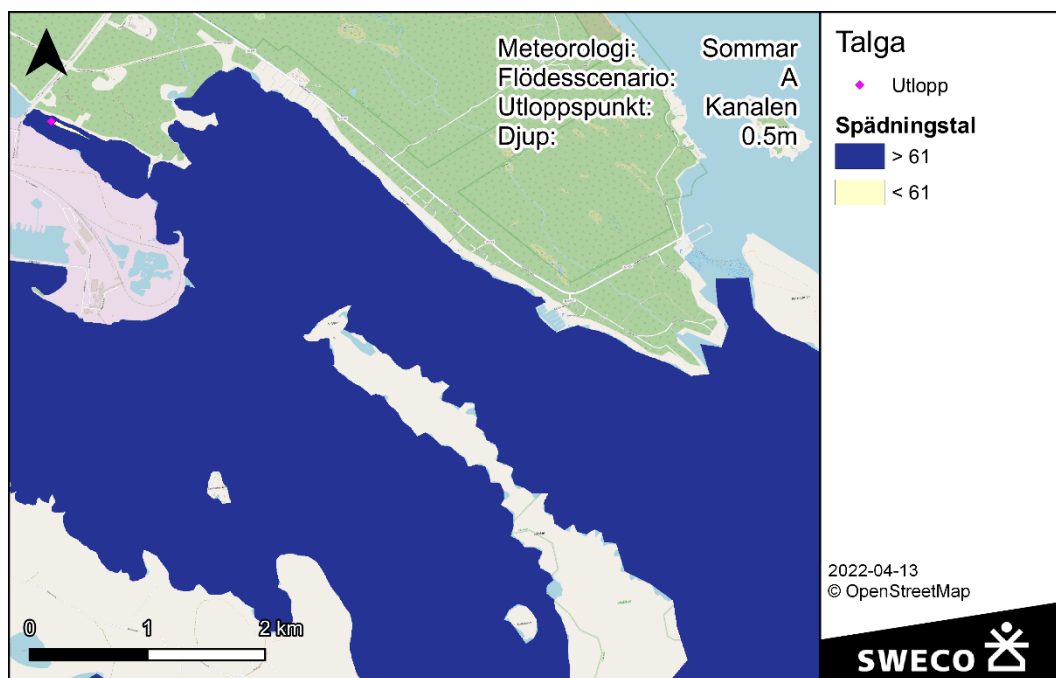
Figur 63. Modellerad spädning av zink **vinter**, på 0,5 m djup. Utläppsscenario A, utläppspunkt Älven.



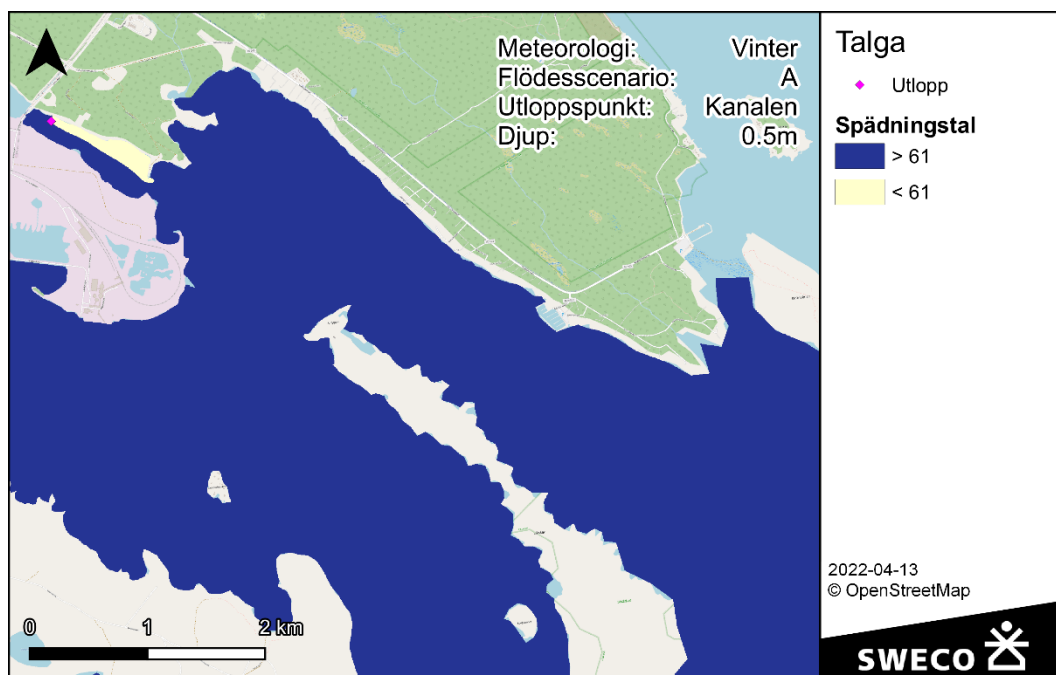
Figur 64. Modellerad spädning av zink **vinter**, på 0,5 m djup. Utläppsscenario B, utläppspunkt Älven.

Spädning av arsenik (bedömningsgrunder för inlandsvatten)

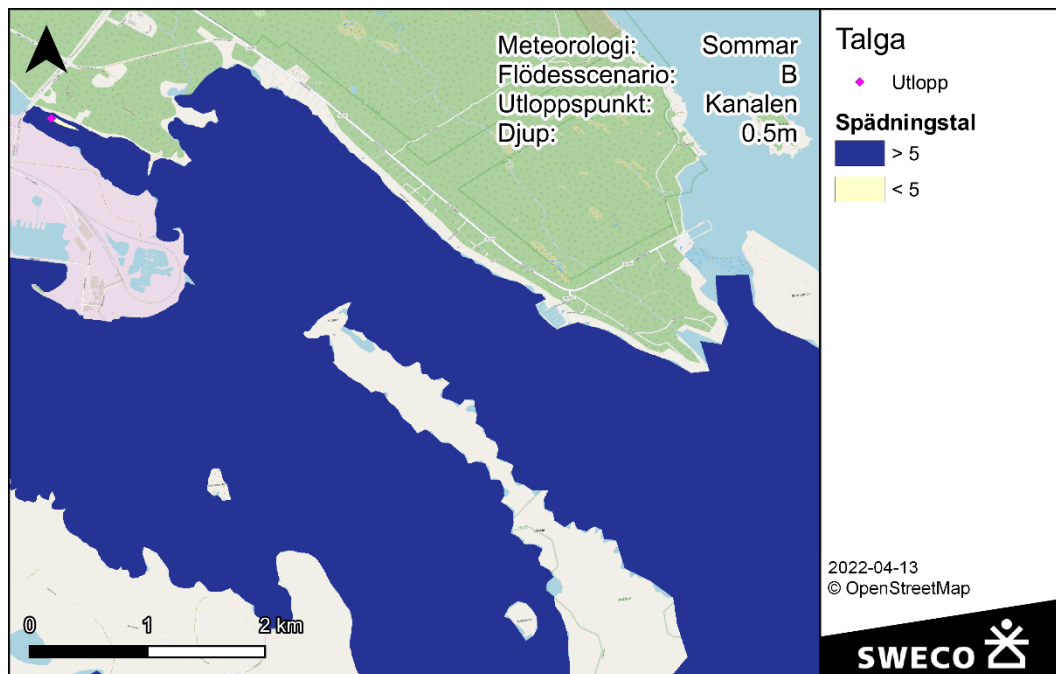
Nedan presenteras spädning av arsenik i Kanalen enligt bedömningsgrunder för inlandsvatten.



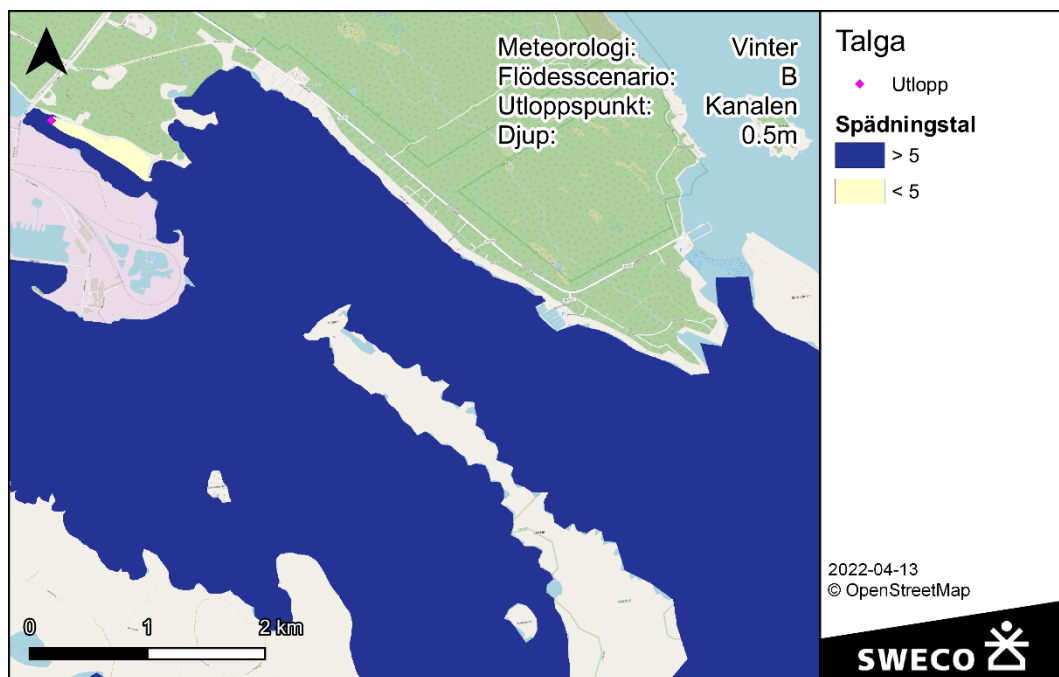
Figur 65. Modellerad spädning av arsenik **sommar**, på 0,5 m djup. Utslæppsscenario A, utslæppspunkt Kanalen.



Figur 66. Modellerad spädnings av arsenik **vinter**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario A, utsløppspunkt Kanalen.



Figur 67. Modellerad spädnings av arsenik **sommar**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario B, utsløppspunkt Kanalen.



Figur 68. Modellerad spädning av arsenik **vinter**, på 0,5 m djup. Utsläppsscenario B, utsläppspunkt Kanalen.