

DECEMBER 2019
VILLEROY & BOCH GUSTAVSBERG AB

LAKVATTEN- KARAKTÄRISERING OCH MILJÖRISKBEDÖMNING

EKOBACKEN, VÄRMDÖ KOMMUN
DATA FRAM TILL OCH MED 2019-09-30



COWI

DECEMBER 2019
VILLEROY & BOCH GUSTAVSBERG AB

LAKVATTEN- KARAKTÄRISERING OCH MILJÖRISKBEDÖMNING

EKOBACKEN, VÄRMDÖ KOMMUN, DATA FRAM TILL OCH MED 2019-09-30

PROJECT NO.	DOCUMENT NO.
A117095	A117095-005-01

VERSION	DATE OF ISSUE	DESCRIPTION	PREPARED	CHECKED	APPROVED
1.0	2019-12-04	Lakvattenkaraktärisering och Miljöriskbedömning	Leo Mille, Anders Jönsson och Kristina Lundgren, COWI	Daniel Ragnvaldsson, Envix Nord AB Anna Vickman, COWI	Leo Mille, COWI

INNEHÅLL

1	Inledning	5
1.1	Omfattning och syfte	5
1.2	Gjorda revideringar	5
1.3	Definition och avgränsning	6
2	Inledning	6
2.1	Eckbacksdeponin	6
2.2	Omgivande verksamheter	7
2.3	Sluttäckning av deponin	9
2.4	Lakvattenhantering och -flöden	10
3	Styrande regelverk och lagar	13
3.1	Jämförelsegrunder lakvatten	13
3.2	Bedömningsgrunder för utsläpp	13
3.3	Fastlagda åtgärds mål	14
3.4	Miljökvalitetsnormer - MKN	14
4	Områdesbeskrivning	15
4.1	Geologi	15
4.2	Hydrologiska förutsättningar	16
4.3	Statusbedömning Baggensfjärden	19
5	Bedömning av lakvattensammansättning	20
5.1	Metaller	21
5.2	Organiska föreningar	24
5.3	Näringsämnen och syreförbrukande ämnen	24
5.4	Övriga Fysikalisk-kemiska parametrar	26
6	Bedömning av lakvattensammansättning	28
6.1	Provtagning av ytvatten Farstaviken	28
6.2	Provtagning av sediment Farstaviken	29

6.3	Provtagning av lakvatten	33
6.4	Härledning av tolerabla utsläppsnivåer	34
6.5	Bedömt tolerabla nivåer för tillskott (belastning)	40
7	Förslag till riktvärden	42
7.1	Utgångspunkt för riktvärdesbestämning	42
7.2	Sammanvägning av dataunderlag för riktvärden.	45
8	Slutsatser	47
9	Referenser	50
	Bilagor	53
	1. Orienterande översikt, med mätpunkter i kontrollprogram för Ekbacksdeponin	
	2. Historisk utveckling av föroreningshalter.	

1 Inledning

1.1 Omfattning och syfte

Denna rapport redovisar med aktuella data (t.o.m. 2019-09-30) karakterisering och miljöriskbedömning för lakvatten från Villeroy & Boch Gustavsberg AB före detta deponi (f d Ekbacksdeponin). Deponin är belägen centralt i Ekbacken företagspark i Gustavsberg, Värmdö kommun. Mätningar och provtagningar av lakvattnet görs i enlighet med kontrollprogram, senast uppdaterat 2019-04-30.

Syftet med genomfört arbete är dels att uppdatera tidigare gjord lakvattenkarakterisering (Faveo 2015), med grund i de nya kunskaper som erhållits under de senaste åren. Lakvattenbedömning utgör ett viktigt underlag för att bedöma påverkan på recipient och eventuella reningsbehov. Vidare har en miljöriskbedömning utförts, vilket används som grund för de riktvärdesförslag som avges i föreliggande rapport.

1.2 Gjorda revideringar

Text och slutsatser i föreliggande dokument är i stora delar omarbetade, jämfört med den lakvattenkarakterisering som redovisades 2015. Skillnaderna kan härledas till en rad faktorer.

- > Tillskottet av ovidkommande vatten till lakvattenledningen har i mycket stor omfattning minskat, dels genom utförda sluttäckningsarbeten, och dels genom att reparation har gjorts av lakvattenledningen vilken tidigare varit perforerad med ett stort antal hål samt haft skador vid rörskarvar, se vidare avsnitt 2.4.

Det tidigare förekommande och mycket stora flödet av ovidkommande vatten gör att slutsatser som drogs Faveo (2015) om mängd genererat lakvatten och dess föroreningsinnehåll är missvisande.

- > Kunskap har erhållits om föroreningsinnehåll på omgivande fastigheter, och om den mycket stora utsträckning som dessa fastigheter historiskt har påverkat lakvattnets kvalitet, såsom analyserats i provtagningspunkten (lakvattenstation L20), se vidare avsnitt 2.2. Då kännedom om allmänna föroreningsläget inom Ekbackens företagspark tidigare inte funnits, innebär detta att slutsatser i Faveo (2015) i delar dras på grund av missvisande dataunderlag.

- > Längre mätserier har erhållits vilket ger större dataunderlag och ökar möjligheten att fånga upp trender och fluktuationer i lakvattnets föroreningsinnehåll.
- > Täckningen på deponifastigheten (Gustavsberg 1:457), vilken inleddes 2012 och slutfördes 2013, kan nu utvärderas i ett flerårsperspektiv. Vidare har sedan förra lakvattenkaraktäriseringen också täckning gjorts på närliggande fastighet (Gustavsberg 1:456). Denna täckning utfördes 2018.
- > Stort fokus finns på recipienten Farstaviken (del av Baggensfjärden) i föreliggande dokument, där riskbedömning låtes ta hänsyn till aktuella miljökvalitetsnormer (MKN); HVMFS 2013:19 (reviderad 2019-01-01).
- > Den riskbedömning som tidigare utförts (Faveo 2015) utgick från en betydligt längre omsättningstid för Farstaviken, än vad som bedöms faktiskt föreligga, se vidare avsnitt 4.2.2.

1.3 Definition och avgränsning

Lakvatten definieras enligt Förordning 2001:512 som *"vätska som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi eller som innehålls i en deponi"* och ska samlas upp under en deponis driftsfas.

Generellt kan konstateras att lakvatten uppkommer på tre sätt: när regnvatten faller på deponin, från sammanpressning av det deponerade avfallet, eller från grundvatteninträning. För nedlagda deponier finns krav på att infiltrerande vatten – det som uppkommer som nederbörd direkt på deponin – ej får överskrida 50 liter per kvadratmeter och år. Något motsvarande krav på total mängd lakvatten (summan av nederbörd, avfallssammanpressning och grundvatteninträning) finns dock inte i deponeringslagstiftningen.

2 Inledning

2.1 Ekbacksdeponin

Den före detta Ekbacksdeponin (del av Gustavsberg 1:457) är klassad som en icke-farligt avfallsdeponi. För lokalisering se Figur 1.

Deponin har varit i drift från cirka 1940-talet och användes fram till cirka 1968 för hushållsavfall, därefter har avfallet utgjorts av industriavfall från Villeroy & Boch Gustavsberg AB som då blev markägare. Industriavfallet innehöll bland annat slam från fabriken reningsverk, gipsformar, porslin, brännhjälpmedel, plastformar, rökgasfilter och emballage. Deponering på deponiområdet avslutades 2008 och sluttäckningen genomfördes 2012–2013. Deponins yta är cirka 32 500 m².

Angränsande till deponin finns även den så kallade expansionstomten (Gustavsberg 1:456). Inom sydöstra delen av denna fastigheten har fyllnadsmassor med ursprung från produktion av porslinsvaror påvisats. Som följd av indikerat problem med lakvattnets flöde och sammansättning, utfördes 2018 även en sluttäckning av expansionstomten.



Figur 1. Orienteringsbild visande de båda sluttäckta fastigheterna; deponin (Gustavsberg 1:457) samt näraliggande expansionstomt (Gustavsberg 1:456).

2.2 Omgivande verksamheter

Innan exploatering av området utgjordes deponin, näraliggande expansionstomt likväl som dess närmaste omgivningar i huvudsak av naturmark (Figur 2). Efter antagandet av detaljplanen för området 2008 (DP Gustavsberg 1:52 m fl Ekobacken 2) har området emellertid omvandlats på ett genomgripande sätt, vilket antyds av Figur 1. Avverkning av skog har gjorts, ytskikt och vegetation har förts bort, samt plansprängningar och utfyllning med bergmassor har berett plats för byggnader och hårdgjord mark. Genomförd exploatering har förändrat de naturliga förutsättningarna för ytavrinning och föroreningslakning inom området.

Den verksamhet som bedrivits inom området för Ekobacken har genererat stora ytor frilagt berg och omfattande mängder sprängmassor från bergschakt. Bergmassorna har försurande egenskaper (sulfidproblematik) och lakar också stora mängder metaller, vilket påvisats av Tyréns (2018) och bekräftas av Envix Nord (2018). Tyréns 2018 konstaterar att "*ställvis kraftig*" sulfidmineralisering förekommer i området och att det förefaller "*tydligt att de upplagrade bergmassorna är en betydande källa till rådande föroreningsituation*". Slutsatserna grundas i bedömning av ytterligare lakförsök, där det konstaterades att bergkrossmaterial sänkte pH med 4,8 enheter (!), samtidigt som halterna metalljoner - särskilt aluminium, nickel, koppar och zink - i flera fall nådde "*extrema nivåer*" i lakvätskan (Tyréns 2018).



Figur 2. Snedbild, Ekobacksdeponin med närmaste omgivningarna cirka 2005. Vy åt öster. Från miljökonsekvensbeskrivning, Tyréns (2008).

Annat utredningsmaterial, två riskbedömningar av Ekobackens bergmaterial (det i bergtäkten och det som upplagrats) har dock anfört att bergmaterialet inte "utgör källa till observerade metallföroreningar" och att det inte "bedöms kunna medföra mer än liten försurningsrisk". Envix Nord (2018) utförde dock på uppdrag av Värmdö kommun en granskning av detta material och kunde då konstatera stora brister i den provtagningsmetodik och det underlag som ligger till grund för de dragna slutsatserna, och konstaterar att "Ekobackens upplag är med all sannolikhet källa till den kraftiga försurningen (pH 4-3.5) och höga tungmetallhalter i dag- och utströmmande grundvatten".

I Länsstyrelsen (2019) framförs att brytning av berg med sulfidproblematik är kända att kunna inkludera försurning, "läckage av flera metaller" och "utfällning av metalloxider/hydroxider", vilka är de konsekvenser som i synnerhet kommit att bli konsekvenser av brytning och upplagring av berg i Ekobackens avrinningsområde. De uppkomna problemen vid Ekobacken bär därvidlag stora likheter med dem som observerats efter plansprängningar vid Albyberg i Haninge kommun; såväl avseende föroreningsparametrar, halter och tidsförlopp. Omfattande utredningar har utförts vid Albyberg; att mycket sura miljöer och stor mobilisering av metaller kan uppkomma i vattenmiljön vid brytning av berg med sulfidproblematik är med detta inte att se som unikt och något som det saknas kunskap om. Kunskapsläget om källa och orsak till förekommande föroreningar inom Ekobacken bör istället ses som gott.

2.3 Sluttäckning av deponin

Sluttäckningen av såväl deponin som angränsade fastighet är utförd enligt kraven i Deponiförordningen 2001:512. Sluttäckning för en farligt avfalls-deponi anläggs för att vara beständig i ett flerhundraårs-perspektiv (Naturvårdsverket. 2004). Kravet i deponiförordningen avseende perkolations av nederbörd, för en deponi anlagd för icke farligt avfall, är högst 50 l/m² och år. Vid anläggning av tätskikt erhålls emellertid ofta avsevärt större täthetsgrad än så, eftersom hög täthet går att erhålla vid ett sluttäckningsarbete.

För aktuellt deponiområde har ett så kallat komposittätskikt valts, bestående av bentonitmatta och 1,5 mm geomembran av LLDPE, med ett överliggande dräneringslager bestående av en dränmatta (Figur 3). Det dubbla tätskiktet tillsammans med dräneringslagret - som syftar till att säkerställa avrinning och därigenom minimera uppkomst av vattentryck på tätskiktet - gör att de krav som framställs i Deponiförordningen 2001:512 uppfylls med mycket stor marginal. Ovanför tätskiktet har ett skyddsskikt placerats, och på marköverytan har vegetation anlagts. Den anlagda vegetationen utgörs av gräs och annan lägre växtlighet som genom växters avdunstning (transpiration) bidrar till att minska mängden vatten som tar sig vidare ner till dränlagret.

Med en lutning av täckningens överyta på 1/20 och den vattenuppbyggnad som därmed medges ovan tätskiktet (1cm) skulle den uppskattade genomströmningen, enligt SGF (1999), vara 0,0001 l/m²/år. Vid Ekbacksdeponin (Gustavsberg 1:457) har emellertid lutningen 1/100 anlagts, medan en minsta lutning på 1/50 har anlagts på den intilliggande expansionstomten (Gustavsberg 1:456). Den mera flacka överyta på deponi har anlagts för att minska totala höjden inom området.



Figur 3. Arbete med sluttäckning, Ekbacken. Tätlager (syntetiskt geomembran) synligt, överlagrat av skyddsskikt av stenmjöl, samt dräneringsskikt av makadam.

För Ekbacksdeponin har en genomströmning motsvarande 1 l/m² antagits. Antagande kan antagas vara mycket konservativt - det vill säga utgör en stark överskattning av verklig genomströmning – men tar samtidigt höjd för att osäkerheter finns rörande i vilken utsträckning som den relativt flacka överytan på deponin påverkar tätskiktets funktion.

Sluttäckningen följdes av oberoende kontrollant (Geosigma AB) vid arbetet på respektive fastighet (Geosigma 2013, Geosigma 2018). Den oberoende kontrollanten översåg arbetet genom såväl avtalade som oanmälda besök. Dokumentationen från kontrollen sammanfattas i kontrollrapporter, av vilka det framgår att tätskiktet uppfyller deponiförordningens krav, och att arbetet med täckningen har skett enligt upprättade kvalitetsplaner och i god ordning.

2.4 Lakvattenhantering och -flöden

Vid Ekbacksdeponin samlas lakvatten upp via en stenkista belägen mitt på deponiområdet (Gustavsberg 1:457) upp till en ledning. Till ledningen ansluter också vatten som fångats upp på den så kallade expansionstomten (Gustavsberg 1:456). Ledningen för sedan vatten till en mätstation (L20) belägen nordväst om deponin. Vid L20 mäts flödet över ett V-format överfall med hjälp av en tryckgivare som omvandlar nivån till ett flöde. Från L20 leds sedan vatten i ledning vilken mynnar ca 900 m norr om deponin, i Farstaviken. Vid mätstationen görs också provtagning i enlighet med kontrollprogram, vilket baseras på gällande handbok för deponiverksamhet (IVL 2000).

Avseende storleken av flödet, såsom uppmätt i mätstation L20, har från mätningarnas start indikerat ett icke representativt flöde. Det felaktiga flödet beror på att ett stort antal borrhål låtit perforera lakvattenledningen samt rörskarvar skadats, nedströms deponin. Datum för när lakvattenledningen förstördes kan inte anges säkert, men givet när markarbeten utfördes på platsen, synes som troligt att händelsen kan dateras till 2010, där borrhålen i sådant fall anlagts med troligt syfte att dränera marklager på platsen (Figur 4). Markarbetena utförde i samband med anläggande av en pumpstation, den så kallade pumpstation 127. Under schaktningsarbetet blottläggs också en del av lakvattenledningen, vilket gör att ledningen under pågående arbete delvis blir hängandes i luften, vilket kan antas vara orsak till skadade rörskarvar.

Markarbetena 2010 var ej kopplade till deponin och ingreppet på lakvattenledningen gjordes utan Villeroy & Boch kännedom. Den skadade lakvattenledningen upptäcktes sent under 2018, och lagades under sommaren 2019 (färdigställt 2019-07-15). Den skadade lakvattenledningen har inneburit att ovidkommande vattnet i mycket stor utsträckning har överskattat lakvattenflödet för i stort sett hela den period som mätningar utförts i mätstation L20 (2012–2019). För utvärdering av flöde finns därmed totalt 78 dagars mätningar tillgängliga; 2019-07-15 till 2019-09-30.



Figur 4. Perforerad lakvattenledning – sannolikt avsedd att dränera schakt i samband med anläggningsarbeten 2010.

Baserat på mätningar från perioden efter att lagningen av lakvattenledningen gjorts (2019-07-15), och fram till 2019-09-30 kan konstateras att ett totalt flöde om 1'518 m³ har uppmätts. Med en direkt interpolering skulle detta motsvara 7'100 m³ på ett årsbasis, vilket utgör omkring 0,4% av totala tillflödet till Farstaviken, givet antagandet att tillrinningsområdet är 6 km² med en genomsnittlig avrinning på 263 mm (SMHI, vattenweb). För beräkningar i föreliggande rapport har genomgående årligt flöde 7500 m³ per år antagits.

Motsvarande siffror under år 2019 föregående lakvattenledningens lagning indikerar ett årsflöde på 21'000 m³, vilket tydligt indikerar att merparten av det vatten som genom åren mätts i mätstation L20 i själva verket utgjorts av grundvatten som tillförts lakvattenledningen nedströms deponin, och således inte utgjorts av lakvatten.

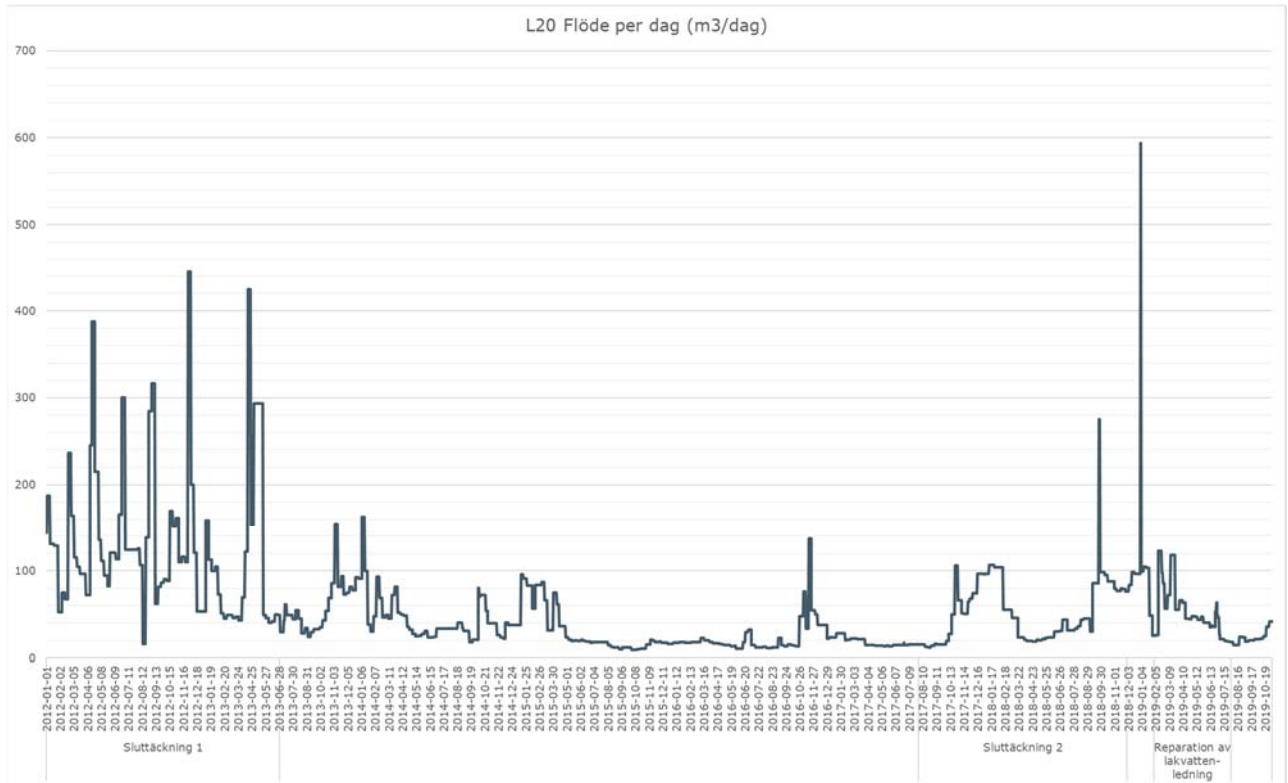
Skattningen av årsflödet (7'500 m³) är osäker, vilket gör att framtida flödesmängder för deponin är svåra att prognosticera. Skattning om 7'500 m³/år bedöms emellertid kunna vara en kraftig överskattning, på grund av:

- > att mätperioden 15/7–30/9 var nederbördsrik med 222mm regn, dvs 31% högre än jämförbar period för åren 2009–2018 där den genomsnittliga nederbörden var 169mm (SMHIs mätstation Stormyra).

att det inte är känt i vilken utsträckning som lakvattenmängder ännu är påverkat av det vatten som infiltrerat inom den så kallade expansionstomten (Gustavsberg 1:456), före dess sluttäckning.

För täckningsarbete kan flera år krävas, innan åtgärden i avgörande grad visar sig i flödande mängder. Det vatten som perkolerar deponin innan sluttäckning kan ha lång transporttid från nederbördstillfälle, till dess att vattnet transporterats till nedströms belägen uppsamlingsanordning för lakvatten. På deponifastigheten Gustavsberg 1:457 syntes effekt från sluttäckning inom något år på flödande mängder, men skillnader i

markupbyggnad, markkaraktär och närvaro av flödesavskiljande marklager/barriärer gör att responstiden från åtgärd till effekt kan vara längre för Gustavsberg 1:456 (Figur 5).



Figur 5. Uppmätt flöde per dag.

Det antagna flödet om 7'500m³/år som idag genereras kan översiktligt fördelas mellan olika källtyper enligt följande:

- > Infiltration av nederbörd reduceras genom tätskikt. Infiltrerande ytvatten är normalt mycket begränsat efter att en deponi sluttäckts. Även om 50 l/m² tillåts för en deponi med icke farligt avfall, är genomströmningen i praktiken väsentligen mindre, eftersom hög täthet går att erhålla vid sluttäkningsarbete.

Tätskikt med täthetskravet 50 liter per kvadratmeter och år skulle motsvara 1800 m³/år för den sluttäckta deponin inom Gustavsberg 1:457 (32500 m²).

För den typ av konstruktion av tätskikt som använts för Ekbacksdeponin har en genomströmning på 1 l/m² och år antagits (avsnitt 2.3), vilket ger en total mängd för hela det sluttäckta området på 33 m³/år.

- > Pressvattnet är normalt en relativt liten del av ett lakvattens sammansättning. Det kan vidare antas minska kraftigt över tid, då detta vatten är ändligt.

Pressvattnets del av totala lakvattenmängden kan för Ekbacksdeponin kan antas vara mycket begränsat; konservativt skattat <20 m³/år.)

- > Inträngning av grundvattnet varierar i mycket stor utsträckning mellan olika deponier. I vissa fall är det nära noll, medan det för andra deponier fullständigt dominerar flödet. Uppkommer väsentligt mer lakvatten än vad som kan förväntas utifrån deponins storlek och sluttäckning kan det antas bero på omfattande inträngning av grundvatten.

Vid Ekbacksdeponin bedöms att mer än 99% av förekommande lakvattenflöde utgörs av inträngande grundvatten.

3 Styrande regelverk och lagar

3.1 Jämförelsegrunder lakvatten

Några generella gränsvärden för lakvattenutsläpp från deponier finns i dagsläget inte. Istället sätts utsläppsvillkor individuellt för respektive deponi för att på så sätt ta hänsyn till lokala förhållanden.

Vidare kan konstateras att nationella riktlinjer för hur lakvattenkarakterisering ska gå till vid svenska deponier för närvarande saknas; de nyaste rekommendationerna inom området kommer från IVL Svenska Miljöinstitutet (2000); "Handbok för lakvattenbedömning". Det är med halter angivna i IVL (2000) som föroreningshalter för deponier normalt jämförts. Att göra jämförelser med IVL (2000) ger en översiktlig och grov indikation om vilka ämnen som kan utgöra nyckelämnen för ett lakvatten. Att använda haltnivåer som presenteras i IVL (2000) som referensvärden kan i övrigt dock vara olämpligt, då det statistiska angreppssätt som handboken bygger på ej tar hänsyn till känslighet och skyddsvärde hos recipienter.



3.2 Bedömningsgrunder för utsläpp

För lakvatten från Ekbacksdeponin, likväl som från andra vattenutsläpp inom Värmdö kommun, tillämpas i dagsläget (oktober 2019) haltgränser i Värmdö kommuns dagvattenpolicy. Dagvattenpolicyn baseras på generella förslag på riktvärden (Stockholms Läns Landsting, 2009), vilka över landet har ansatts för en stor mängd olika områden, oavsett känslighet, syrgasförhållanden, pH, salthalt och med flera karaktäristiska hos recipienter. Riktvärden i Stockholms Läns Landsting (2009) är avsedda enkom för dagvatten, då utsläpp av annat vatten innebär en annan sorts belastning avseende mängd, flödesvariation och sammansättning än vad dagvatten-riktvärdena är grundade på. Att det underlag

som dagvattenpolicyn grundar sig på inte lämpar sig för andra vatten än dagvatten kan exemplifieras med riktvärdet för zink (150 ug/l) vilket enligt underlag till dagvattenpolicyn (Stockholms Läns Landsting, 2009) har satts "extra lågt", eftersom det "finns stora möjligheter till åtgärder vid källan såsom t.ex. ändrat materialval och målning av zinkytor". I en deponi tillhör detta inte åtgärder som är möjliga att utföra, vilket gör att dagvattenpolicyn inte är



relevant för lakvatten. För dagvattenpolicyn ska också nämnas att upprättade halterna avser medelvärde under ett år, och därmed inte ska jämföras mot uppmätta halter vid enstaka tillfällen.



I synnerhet för aktuell recipient –Baggensfjärden inkluderat Farstaviken – bedöms att generella riktvärden inte är tillämpliga, främst då vattenmiljön på platsen utgör en bräckvattenmiljö, har mycket dåliga syrgasförhållanden, och historiskt har utsatts för en stor föroreningsbelastning. Vid upprättande av tillämpliga nivåer för tillåtna halter eller tillåtna mängder bör istället en metodik väljas som baseras på platsspecifika risker. En första ansats i ett sådant arbete bör alltid vara att utgå från rådande miljöstatus och gällande miljö kvalitetsnormer. Det är emellertid viktigt att framhålla att en beräkning som görs grundat i miljö kvalitetsnormer inte automatiskt innebär att utsläpp motsvarande resulterande gränsvärde kan medges. MKN bör snarare ses som en övre gräns som måste underskridas.



3.3 Fastlagda åtgärds mål

I september 2012 fattade kommunstyrelsen beslut om att fastställa åtgärds mål för föroreningar i mark och vatten i centrala Gustavsberg. De övergripande åtgärds målen togs fram tillsammans av Värmdö kommun och konsultbolaget Tyréns AB.

De övergripande åtgärds mål som rör Baggensfjärden avsåg Farstaviken och formulerades:

- > *Den ekologiska och kemiska statusen i Farstaviken ska, under normala omständigheter, inte försämrats av läckage från omgivande förorenad mark eller sediment. Bottenmiljön ska på lång sikt bli en god livsmiljö för djur och växter som är naturligt förekommande på området.*

Vattenkvalitet och sediment i Farstaviken ska inte utgöra någon risk för människors eller djurs hälsa.

3.4 Miljö kvalitetsnormer - MKN

I enlighet EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG), inkorporerad i svensk rätt genom Vattenförvaltningsförordningen (2004:660) ska miljöstatus fastställas för alla Sveriges ytvatten, grundvatten och kustvatten (vattenförekomster). För varje vattenförekomst sätts miljö kvalitetsnormer (MKN) som anger vilken status förekomsten ska uppnå. För ytvatten avser klassificering dels vattnets kemiska status och dels dess ekologiska status.

Den kemiska ytvattenstatusen bestäms i förhållande till gränsvärden för ett antal ämnen som är gemensamma för EU, t.ex. kadmium, kvicksilver och polyaromatiska kolväten (PAH:er). Överskrids något av gränsvärdena uppnår inte vattenförekomsten god kemisk status. "För metaller i vatten avser bedömningsgrund löst koncentration vilket i HVMFS 2013: 19 definieras som den fraktion av ett vattenprov som filtrerats genom ett 0,45 µm filter eller genomgått motsvarande förbehandling" (HaV 2016).

Den ekologiska statusen bestäms utifrån biologiska, fysikalisk-kemiska och hydrologiska parametrar som klassas i fem klasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status. Exempel på fysikalisk-kemiska parametrar är näringsämnen och pH. Det är alltid den parameter med lägst statusklass som är bestämmande för hela vattenförekomstens status. Ytvattenförekomster bedöms med några års mellanrum avseende ekologisk status och kemisk status.

Normerna infördes för att ta fram underlag för åtgärder mot miljöpåverkan från punktkällor och diffusa utsläpstkällor som till exempel trafik och jordbruk och syftar till att reglera den kvalitet på miljön som ska uppnås vid en viss tidpunkt. Huvudregeln har varit att normen god status ska uppnås för alla vattenförekomster till år 2015. Många vattenförekomster har dock bedömts ej ha möjlighet att nå tillräckligt hög status och har då fått en tidsfrist till 2021 eller 2027.

Det är viktigt att notera att Farstaviken inte utgör en egen vattenförekomst, utan att det istället är miljökvalitetsnormer (MKN) för Baggensfjärdens som är styrande. För Farstaviken görs därmed ingen separat klassning av kemisk eller ekologisk status.



Fastställda mål för Baggensfjärden är *God kemisk ytvattenstatus* till 2027 och *God ekologisk status* till samma år, med undantag för kvicksilver och bromerade difenyletrar vars nivåer nationellt bedöms tekniskt omöjliga att sänka. Detta beror på att huvudkällan av båda föroreningarna är atmosfärisk deposition av långväga, globala utsläpp.

4 Områdesbeskrivning

4.1 Geologi

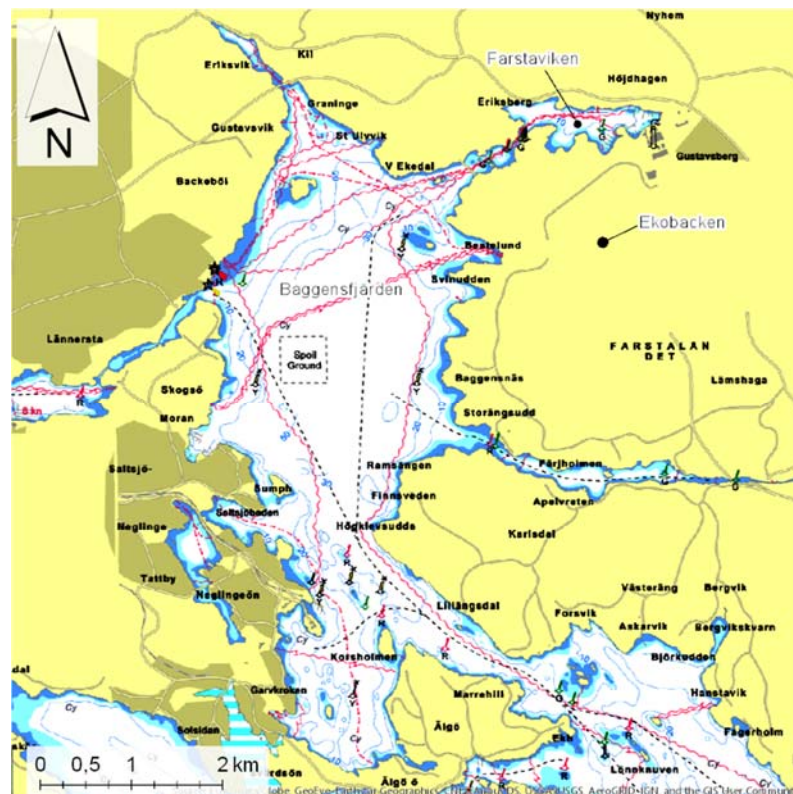
Deponin är anlagd på en mosse, som är lokaliserad i svacka med omkringliggande höjdområden. Grundvattenflöden sker därmed naturligt in till deponin från omkringliggande området. Marklager inom deponin och dess omgivning är emellertid mycket varierande. Inom deponiområdet varierar bergöverytan från att vara belägen under havsytan, till en högsta höjd omkring 23 meter över havet (Öberg, 2001). Jordlagren domineras av lera som underlagras av morän. Längst bergssidorna förekommer emellertid svallat material, i vilka omfattande grundvattenströmning kan förväntas förekomma.

4.2 Hydrologiska förutsättningar

4.2.1 Hydrografi

Baggensfjärden är ett naturligt kustvatten i Stockholms skärgård, som tillhör Norra Östersjöns vattendistrikt (Figur 6). Baggensfjärdens botten består av lera och största vattendjup är 60 m. Baggensfjärdens yta är 0,14 km³ och dess volym 0,33 km³, vilket innebär ett medeldjup om 20 m (SMHI, vattenweb). Farstaviken utgör ej en egen så kallad vattenförekomst, utan utgör en del av Baggensfjärden med vilken den står i förbindelse via ett sund.

Vattnet i Farstaviken har i liknande salthalt som i Baggensfjärden, 3-6 PSU (Lücke, J., 2019) vilket betyder att utbytet med Baggensfjärden är betydligt större än den tillrinning som sker från land. Det råder således inte något "estuarieliknande" förhållande avseende hydrografin. Från och med maj till och med augusti utvecklas ett språngskikt i vattnet orsakat av temperaturskillnader. Språngskiktet återfinns på ca 4 m djup för att till september försvagas och därefter helt lösas upp under höstomblandningen.



Figur 6. Lokalisering av Baggensfjärden, inkluderat Farstaviken, i förhållande till Ekobacken.

4.2.2 Omsättningstider

Såvitt känt finns inga data publicerade för Baggensfjärdens eller Farstavikens vattenomsättning.

I Faveo (2015) görs emellertid uppskattningar rörande omsättningstid för Farstaviken, vilket landar i en uppskattad omsättningstid på fem år. Som tre alternativ till Faveos skattning av omsättningstid kan följande beräkningar göras. Den första utgår från ett skattat avrinningsområde till Farstaviken om 6 km². Enligt SMHI är avrinningen i denna del av Sverige 263 mm (SMHI, vattenweb), vilket medför ett samlat tillflöde om $Q = 1,6 \cdot 10^6$ m³/år. Utifrån sjökort skattas Farstavikens volym till $V = 3 \cdot 10^6$ m³. Den hydrauliska uppehållstiden (τ , omsättningstiden) ges av:

$$\tau = V/Q = 3/1,6 = 1,9 \text{ år} \quad (1)$$

Ett annat sätt att skatta omsättningstiden är att anta att när Farstavikens vattenmassa är helt omblandad anta att skillnaden i koncentration av salt mellan två tidpunkter beror på ett momentant inflöde (eller utflöde) av salt. I detta fall sker utbytet med övriga Baggensfjärden genom sundet till Farstaviken. Utifrån mätdata (Lücke, J., 2019) väljs tidpunkterna 10 oktober och 11 november 2018 då vattenmassan förefaller väl omblandad (Tabell 1). Den genomsnittliga salthalten vid $t = 0$ (2018-10-10) var C_0 5,37 PSU och vid $t = 36$ (2018-11-15) var $C = 5,79$ PSU.

Tabell 1. Salthalter genom djupprofilen Farstaviken (PSU). Mätdata från Lücke, J. (2019).

Djup (m)	2018-10-10	2018-11-15
0	5,19	5,54
4	5,22	5,99
8	5,41	5,73
12	5,5	5,8
16	5,53	5,89

Givet uppmätta salthalter kan följande samband kan ställas upp varpå integrering ger:

$$\int_0^C \frac{1}{C} dC = \frac{1}{\tau} \int_0^t dt \quad (2)$$

$$\frac{C}{C_0} = e^{-t/\tau} \quad (3)$$

$$\tau = -\frac{t}{\ln \frac{C}{C_0}} \quad (4)$$

Med ovan angivna värden blir $\tau = 478$ dagar, vilket är ungefär 1,3 år.

Ett tredje sätt att skatta omsättningstiden är att välja en period där vi kan anta att avrinningen till Farstaviken är försumbar och att ändringen i salthalt i

Farstaviken därför enbart påverkas av vattenutbytet mellan Farstaviken och resten av Baggensfjärden. Dessutom antar vi att Farstavikens vattenmassa är konstant under den aktuella perioden vilket medför att flödet ut till övriga Baggensfjärden måste vara lika stort som flödet in till Farstaviken genom sundet. Det första kriteriet om minimal tillrinning av sötvatten medför att perioden 2018-08-15 till 2018-09-13 är lämplig. Under denna period var vattenståndet i Landsort +12,5 cm i RH2000 med ett minsta värde om -13,5 cm och största värde om +26,3 cm (SMHI, vattenweb). Således kan vi anta att Farstavikens vattenmassa var konstant under den aktuella perioden. Salthalten i Farstaviken och Baggensfjärden för aktuell period redovisas i Tabell 2.

Följande samband kan ställas upp för ändringen av massan, M , av salt i Farstaviken under den aktuella perioden.

$$\frac{dM}{dt} = I - U \quad (5)$$

där I är inflöde av salt från Baggensfjärden och U är utflöde av salt till Baggensfjärden. Eftersom flödet av vatten, Q , måste vara lika stort i bägge riktningarna beror skillnaden i in och utflöde enbart på skillnader i salthalt mellan Baggensfjärdens och Farstavikens ytvatten.

Tabell 2. Salthalten vid olika djup i Farstaviken och Baggensfjärden. Salthalt anges i PSU. Mätdata från Lücke, J. (2019).

Djup (m)	2018-08-15 Farstaviken	2018-09-13 Farstaviken	2018-08-15 Baggensfjärden	2018-09-13 Baggensfjärden
0	4,88	5,04	5,05	5,09
4	4,95	5,04	4,99	5,1
8	5,2	5,18	5,25	5,36
12	5,5	5,52	5,3	5,46
16	5,56	5,55	5,41	5,44
20			5,48	5,52
30			5,66	5,67
40			5,7	5,69
50			5,74	5,49

Ekvation 5 kan därmed skrivas om som:

$$\frac{dM}{dt} = Q(C_i - C_u) \quad (5')$$

Integrering ger:

$$\frac{1}{C_i - C_u} \int_{M_0}^M dM = Q \int_0^t dt \quad (6)$$

$$\frac{1}{C_i - C_u} (M - M_0) = Qt \quad (7)$$

$$Q = \frac{M - M_0}{(C_i - C_u)t} \quad (8)$$

Ur (8) kan omsättningstiden τ beräknas med hjälp av (1). Ur tabell 2 erhålls $C_i = 5,10$ och $C_u = 5,01$; $M_0 = 1,53 \cdot 10^7 \text{ kg}$ och $M = 1,54 \cdot 10^7 \text{ kg}$. Med dessa värden och $t = 29$ dagar erhålls $\tau = 304$ dagar.

Slutsatsen av dessa skattningar är att omsättningstiden snarare är 1 – 2 år, än de 5 år som indikerats i tidigare riskbedömning (Faveo 2015).

4.3 Statusbedömning Baggensfjärden



4.3.1 Kemisk vattenstatus

Baggensfjärden uppnår ej god kemisk ytvattenstatus (fastställd 2015). För inga av de ämnen som undersökts har god status uppnåtts för vattenförekomsten. Dessa är antracen (PAH), bromerade difenyletrar, bly och blyföreningar, kadmium och kadmiumföreningar, kvicksilver och kvicksilverföreningar, fluoranten och tributyltenn föreningar (TBT).

God kemisk ytvattenstatus i *Baggensfjärden* (av vilket *Farstaviken* är en del) uppnås ej heller avseende förekomst av bly och kadmium i sedimenten.

4.3.2 Ekologisk status

Vattenförekomsten *Baggensfjärden*, av vilken *Farstaviken* utgör en del, har idag måttlig ekologisk status vilket baseras på problem med övergödning, flödesförändringar och miljögifter.

Bedömningen av övergödningen i *Baggensfjärden* baseras på undersökningar av växtplankton (klorofyll a) som utförts sedan 2013, senast i maj 2019 med observerad halt 4 $\mu\text{g/l}$ jämfört med en bakgrundshalt på 1,2 $\mu\text{g/l}$. Detta stöds av att även totalmängd kväve – sommar klassades som måttlig medan totalhalt fosfor – sommar klassades som otillfredsställande. Den höga belastningen av näringsämnen leder till en ökad biologisk produktion i vattnet vilken i sin tur leder till en ökad sedimentation av organiskt material. När detta bryts ned i sedimenten konsumeras den lösta syrgasen i vattnet och syrebrist kan uppstå.

I *Baggensfjärden* har det varit dålig syresättning (<2 mg/l) på vattendjup större än 30 - 40m under perioden 1992 till 2008 (IVL, 2009). Vanligtvis uppstår syrebrist under sensommar och höst (augusti – november) efter att sommarens och tidiga höstens toppar i produktion passerats. Syresättningen av *Baggensfjärden* har på senare år förbättrats och under perioden 2011 – 2018 har bristen uppstått i intervallet 30–50 m djup samt vissa år inte alls (Lücke, J., 2012–2019). När syrebrist uppkommer i bottenvattnet och bottensedimenten leder detta till frigörelse av fosfor som är bunden till sedimenten i olika oxider, en belastning av fosfor benämns som *intern belastning*. Att höga halter av fosfor

i bottenvattnet (150 – 450 µg/l) uppträder vid de tillfällen det råder syrebrist är en tydlig indikation om att intern belastning förekommer i Baggensfjärden (Lücke, J., 2013–2019).

5 Bedömning av lakvattensammansättning

I detta avsnitt sammanställs lakvattnets kvalitet baserat på analysresultaten från mät punkt L20 under perioden 15 juli till 30 september 2019. Mätdata presenteras i delkapitel nedan avseende metaller, organiska ämnen, näringsämnen, samt fysikalisk-kemiska parametrar. Data beskrivs med medelvärden, median och haltspann.

Som jämförelse anges också de halter som förelåg under perioden 2012 till 2014. Under denna tidsperiod är prover uttagna från mätstation L20 påverkade av stort inflöde av ovidkommande vatten, men det är samtidigt en tidsperiod föregående det omfattande påverkan från de näraliggande plansprängningarna har hunnit uppkomma. Plansprängningarna i närområdet inleddes kring 2010, men tydlig påverkan från dem i lakvattnet uppkom först vintern 2014–2015 – en fördröjning som är i linje med vad som observerats vid andra områden med omfattande problem med berg med sulfidproblematik (Länsstyrelsen 2019). Mätvärden från 2012 till 2014 bedöms med detta ha visst värde, och används därmed i föreliggande rapport som jämförelsevärden.

För information om vilka ämnen som i störst grad påverkats av näraliggande plansprängningar redovisas i nedan Tabell 3–5 haltnivåer under period med maximal påverkan (maj till september 2016).

För bedömningsarbetet genomförs primärt jämförelser med de medelvärden avseende halter i lakvatten som finns redovisade i IVL (2000). Jämförelsen ger därmed en indikation om i vilken omfattning som lakvattnet från Ekbacksdeponin innehåller mer eller mindre förorenade eller gödande ämnen, jämfört med andra lakvatten. För bedömningen av haltnivåer har följande översiktliga skala använts:

Mycket lägre	<40% av redovisat normalmedelvärde
Lägre	40–80% av redovisat normalmedelvärde
I nivå med	80–125% av redovisat normalmedelvärde
Högre	125–250% av redovisat normalmedelvärde
Mycket högre	>250% av redovisat normalmedelvärde

För bedömning i vilken grad halter mellan de båda studerade tidsperioderna har sjunkit eller ökat, har också de båda dataseten jämförts, för att för att avgöra förändring över tid. Förändringen bestämdes som **ökande**, **stabil** eller **sjunkande** och baserades på

Sjunkande	<80% av uppmätt nivå 2012–2014
Stabil	80–125% av uppmätt nivå 2012–2014
Ökande	>125% av uppmätt nivå 2012–2014

5.1 Metaller

5.1.1 Bedömning av nivåer, metaller

- > För metallerna Kadmium, Kobolt, Nickel och Zink kan påvisade halter konstateras vara **högre** än redovisade normalmedelvärden i IVL (2000), se Tabell 3.

Nickel har inte förekommit i porslinsstillverkningen, utan förekomst av förhöjda halter av ämnet bedöms stället återspegla att halten generellt är förhöjd i vattenmiljön inom området, på grund av påverkan från genomförda plansprängningar inom avrinningsområdet.

Också Kadmium, Kobolt och Zink kan ha ursprung i tillrinnande grundvatten, men ämnena förekommer också i de deponerade resterna från porslinsstillverkning.

- > I jämförelse med andra lakvatten (IVL 2000) är halten **lägre** eller **mycket lägre** för: arsenik, barium, bly, koppar, krom och aluminium (Tabell 3). Även halten av kvicksilver kan konstateras vara låg i aktuellt lakvatten (under rapporteringsgräns).
- > För strontium och vanadin saknas jämförelsevärde i IVL (2000). Dessa ämnen tas ofta inte upp i riktvärdessammanställningar, då farorna som kan kopplas till miljö och hälsa med dessa ämnen är begränsade.

5.1.2 Bedömning av förändring över tid, metaller

- > **Ökande halter över tid** föreligger inte för någon av de studerade metallerna (Tabell 3).
- > **Stabila nivåer** uppvisar koppar och strontium (Tabell 3).
- > **Sjunkande halter över tid** avseende halter i lakvattnet uppvisar en stor mängd metaller: Aluminium, Arsenik, Barium, Bly, Kadmium, Kobolt, Krom, Nickel, Vanadin och Zink (Tabell 3).

Den sjunkande förändringen över tid för halter av flertalet metaller bedöms återspegla ett minskat inflöde av ovidkommande vatten från omkringliggande områden. Haltminskningarna i lakvattnet indikerar att den huvudsakliga källan till dessa metallföreningar föroreningar ej utgörs av deponerat material. Istället syns det tydligt att föroreningarna kan associeras med förorenat grundvatten i deponins omgivning.

- > För kvicksilver har **ej någon förändring över tid** kunnat identifieras, eftersom halterna under både de studerade tidsperioderna varit under rapporteringsgräns för genomförda laboratorieanalyser (<0,1 µg/l).

Samlad bedömning av påvisade förändringar över tid visar att lakvattnets haltnivåer väsentligen har förbättrats från perioden 2012–2014, till 2019 (Tabell). Orsak till den förbättrade lakvattensituationen bedöms vara att flödet av förorenat ovidkommande grundvatten i stor grad har reducerats, vilket återspeglas i minskade halter.

Tabell 3 Sammanställning och bedömning av analysresultat metaller.

Parameter	Tidsperiod 2012–2014	Haltspann under period med mycket stor extern påverkan (maj-september 2016)	Period efter 2019-07-15	Bedömning av nivå 2019, Förändring över tid från 2012/2014 till 2019
Aluminium (Al)	Medel: 883 µg/l Median: 660 µg/l Spann: 110 – 2800 µg/l Antal (n): 17	3800 – 23000 µg/l *	Medel: 87 µg/l Median: 80 µg/l Spann: 67 – 150 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 200 µg/l
				Förändring över tid: sjunkande (90% minskning)
Arsenik (As)	Medel: 0,7 µg/l Median: 0,4 µg/l Spann: 0,2 - 3,6 µg/l Antal (n): 19	8 - 24 µg/l	Medel: 0,5 µg/l Median: 0,5 µg/l Spann: 0,3 - 0,7 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 3,8 µg/l
				Förändring över tid: sjunkande (-25%)
Barium (Ba)	Medel: 0,04 mg/l Median: 0,04 mg/l Spann: 0,03 – 0,05 mg/l Antal (n): 7	0,005 - 0,06 mg/l	Medel: 0,03 mg/l Median: 0,03 mg/l Spann: 0,003 - 0,04 mg/l	Nivå: Lägre än typisk deponi IVL (2000): 0,029 mg/l
				Förändring över tid: sjunkande (-38%)
Bly (Pb)	Medel: 2,5 µg/l Median: 1,0 µg/l Spann: 0,2 – 25 µg/l Antal (n): 17	14 - 35 µg/l	Medel: 0,6 µg/l Median: 0,5 µg/l Spann: 0,2 – 1,4 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 4,9 µg/l
				Förändring över tid: sjunkande (-75%)
Kadmium (Cd)	Medel: 4,2 µg/l Median: 3,9 µg/l Spann: 1,2 – 13 µg/l Antal (n): 17	10 - 31 µg/l	Medel: 0,6 µg/l Median: 0,4 µg/l Spann: 0,1 - 1,3 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Högre än typisk deponi IVL (2000): 0,3 µg/l
				Förändring över tid: sjunkande (86% minskning)
Kobolt (Co)	Medel: 17 µg/l Median: 15 µg/l Spann: 5 – 53 µg/l Antal (n): 8	320 - 720 µg/l	Medel: 10 µg/l Median: 9,2 µg/l Spann: 5,5 – 18 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Högre än typisk deponi IVL (2000): 7,8 µg/l
				Förändring över tid: sjunkande (34% minskning)
				Förändring över tid: sjunkande (41% minskning)

*) Mätdata avser perioden 2015–2017, då mätdata saknas för maj-september 2016. Närmaste är 5e oktober 2016 på 550 mg/l.

Tabell 3. Sammanställning av analysresultat metaller. (forts).

Parameter	Tidsperiod 2012–2014	Haltspann under period med mycket stor extern påverkan (maj-september 2016)	Period efter 2019-07-15	Bedömning av nivå 2019, Förändring över tid från 2012/2014 till 2019
Koppar (Cu)	Medel: 10,9 µg/l Median: 9,4 µg/l Spann: 1,1 – 32 µg/l Antal (n): 17	52 - 170 µg/l	Medel: 12,0 µg/l Median: 8,7 µg/l Spann: 5,3 – 37 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Lägre än typisk deponi IVL (2000): 22 µg/l
				Haltförändring 2012–2019: stabilt (9% ökning)
Krom (Cr)	Medel: 1,4 µg/l Median: 1,0 µg/l	0,5 - 0,86 µg/l	Medel: 0,8 µg/l Median: 0,8 µg/l	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 17 µg/l
Kvicksilver (Hg)	<0,1 µg/l [ej detekterat **] Antal (n): 9	<0,1 µg/l	<0,1 µg/l [ej detekterat] Antal (n): 10	Nivå: Låg halt kan antas (har ej detekterats) IVL (2000): 0,029 µg/l
				Haltförändring 2012–2019: stabilt (har ej detekterats)
Nickel (Ni)	Medel: 148 µg/l Median: 140 µg/l Spann: 50 - 320 µg/l Antal: 19	1300 - 3000 µg/l	Medel: 44 µg/l Median: 41 µg/l Spann: 20 – 82 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Högre än typisk deponi IVL (2000): 30 µg/l
				Förändring över tid: sjunkande (70% minskning)
Strontium (Sr)	Medel: 3856 µg/l Median: 4200 µg/l Spann: 390 – 5100 µg/l Antal (n): 14	2200 - 3600 µg/l	Medel: 4600 µg/l Median: 4650 µg/l Spann: 3900 – 5200 µg/l	Nivå: Jämförelsevärde saknas
				Haltförändring 2012–2019: stabilt (20% ökning)
Vanadin (V)	Medel: 1,6 µg/l Median: 1,7 µg/l Spann: 1,0 – 2,3 µg/l Antal (n): 12	0,5 – 0,86 µg/l	Medel: 1,5 µg/l Median: 1,4 µg/l Spann: 1,2 - 2,4 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Jämförelsevärde saknas
				Haltförändring 2012–2019: sjunkande (25% minskning)
Zink (Zn)	Medel: 282 µg/l Median: 220 µg/l Spann: 89 – 640 µg/l Antal (n): 19	1300 - 3400 µg/l	Medel: 103 µg/l Median: 120 µg/l Spann: 21 – 180 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Högre än typisk deponi IVL (2000): 63 µg/l
				Haltförändring 2012–2019: sjunkande (63% minskning)

**) Ett mätvärde var över detektionsgräns (0,37 µg/l)

5.2 Organiska föreningar

Organiska föreningar, som oljor och lösningsmedel, analyserades inför den tidigare lakvattenkarakteriseringen (Faveo, 2015). Då låg samtliga analysresultat under detektionsgräns och Faveo konstaterade "*Organiska föreningar förekommer därför inte i lakvattnet i mer än försumbara halter*". Därmed har i förekomst av organiska föreningar i lakvattnet inte närmare analyserats inom föreliggande uppdaterad lakvattenkarakterisering.

5.3 Näringsämnen och syreförbrukande ämnen

5.3.1 Bedömning av nivå, näringsämnen mm.

För samtliga studerade parametrar inom kategorien är halten i lakvatten **mycket lägre** än vad som normalt förekommer i lakvatten (se Tabell 4). Detta förhållande är väntat, då deponin i liten utsträckning innehåller organiskt eller näringsrikt material.

Halten totalt organiskt kol (TOC) är ett mått på mängden kol i löst och olöst organisk substans som finns i vattnet. Halten är låg i lakvattnet, vilket är en tydlig indikation på att inslaget av organiskt material i deponin är liten (Tabell 4).

Totalkväve-halten, likväl som halten av ammoniumkväve, är betydligt lägre i lakvattnet jämfört med andra lakvatten (IVL, 2000), se Tabell 4. Kväve kan förekomma i olika former. I lakvattnet vid Ekobacken är det en mindre del som utgörs av ammoniumkväve, medan ringa förekomst av organiskt material gör att den organiskt bundna kväve-delen kan antas vara liten. Det bedöms därmed som troligt att kvävet förekomstform samlas under samlingsparametern Nitrat+nitrit-kväve (NO₃+NO₂-N), vilken anger det kväve som förekommer som nitrat och nitrit i vattnet. I synnerhet kan antas att stor del av totalkväve-halten utgörs av Nitrit, då detta i större utsträckning bildas i vattenmiljöer där syrgastillgången är liten.

Motsvarande bedömt låga halter föreligger för totalfosfor, vilket ytterligare bekräftar bilden av att deponin i begränsad utsträckning innehåller deponerat material med hög organiskt eller näringsrikt innehåll (Tabell 4).

Syreförbrukande ämnen (BOD och COD) analyserades inför den tidigare lakvattenkarakteriseringen (Faveo, 2015). Vid den genomgång av analysresultaten som gjordes inom ramen för lakvattenkarakterisering 2015 konstaterade att halterna var under analysmetodernas rapporteringsgräns. Analyser av syreförbrukande ämnen har därför inte närmare analyserats inom föreliggande uppdaterad lakvattenkarakterisering.

5.3.2 Bedömning av förändring över tid, näringsämnen mm.

- > **Ökande halter över tid** kan konstateras föreligga för kväve och TOC (Tabell 4). I synnerhet är ökningen uttalat för kväve. Observerad förändring mellan de båda studerade tidsperioderna indikerar att deponerat material i större grad än omgivande mark lakar kväve och organiskt material, och att tidigare observerat lägre halter återspeglar effekter av inträngande ovidkommande vatten.
- > **Stabila nivåer** föreligger avseende totalfosfor (Tabell 4).
- > **Sjunkande halter över tid** föreligger för ammoniumkväve (Tabell 4).

Tabell 4. Sammanställning och bedömning av analysresultat avseende näringsämnen.

Parameter	Tidsperiod 2012-2014	Haltspann under period med mycket stor extern påverkan (maj-september 2016)	Period efter 2019-07-15	Bedömning av nivå 2019, Förändring över tid från 2012/2014 till 2019
TOC	Medel: 8,8 mg/l Median: 8,6 mg/l Spann: 7,5 - 10 mg/l Antal (n): 12	4,6 - 8,3 mg/l	Medel: 11 mg/l Median: 11 mg/l Spann: 10 - 12 mg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 260 mg/l
				Förändring över tid: ökande (25% ökning)
Totalkväve (N-tot)	Medel: 5,1 mg/l Median: 5 mg/l Spann: 3,3 - 8,7 mg/l Antal (n): 23	1,5 - 5,6 mg/l	Medel: 7,6 mg/l Median: 7,8 mg/l Spann: 6,1 - 9,6 mg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 360 mg/l
				Förändring över tid: ökande (49% ökning)
Ammonium-kväve (NH ₄ -N)	Medel: 2,7 mg/l Median: 3,9 mg/l Spann: 0,01 - 5,4 mg/l Antal (n): 14	0,44 - 4 mg/l	Medel: 0,8 mg/l Median: 0,02 mg/l Spann: 0,02 - 7,8 mg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 370 mg/l
				Förändring över tid: sjunkande (70% minskning)
Totalfosfor (P-tot)	Medel: 0,05 mg/l Median: 0,05 mg/l Spann: 0,02 - 0,08 mg/l Antal (n): 12	0,016 - 0,063 mg/l	Medel: 0,05 mg/l Median: 0,05 mg/l Spann: 0,04 - 0,06 mg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 1,3 mg/l
				Förändring över tid: stabil (oförändrad nivå)

5.4 Övriga Fysikalisk-kemiska parametrar

5.4.1 Bedömning av nivå, fysikalisk-kemiska parametrar

- > I jämförelse med andra lakvatten (IVL 2000) är halten **mycket högre** avseende sulfat och kalcium (Tabell 5). Risker med dessa båda ämnen bedöms inte föreligga vid utsläpp till bräckvattenmiljöer.

Kalcium är en förväntad och naturlig del av lakvattensammansättningen, eftersom gips utgör en del av det material som deponerat på deponin.

Också haltförhöjning avseende sulfat kan komma från deponerat avfall med sulfatinnehåll (gips), men inträngning av grundvatten påverkat av näraliggande plansprängda områden (sulfidrik berggrund förekommer i närområdet) kan också påverka förekomst i lakvattnet.

- > pH i lakvatten är **i nivå med** vad som normalt förekommer i lakvatten (Tabell 5).
- > Avseende konduktivitet och klorid är påvisade halter **lägre** eller mycket lägre, jämfört med normalmedelvärden för lakvatten (Tabell 5).

5.4.2 Bedömning av förändring över tid, fysikalisk-kemiska parametrar

- > **Ökande halter över tid** kan konstateras föreligga för kalcium, klorid och konduktivitet. Även pH ökar över tid. (Tabell 5)
- > **Stabila nivåer** föreligger avseende pH och sulfat. (Tabell 5).

Att en stigande förändring över tid indikeras avseende pH är positivt ur ett riskhänseende, eftersom många ämnens löslighet och mobilitet minskar med ökat pH. Det ökade pH-värdet bedöms vara en effekt av tidigare inflöde av ovidkommande (surt) vatten nedströms deponi nu har upphört. Nuvarande lakvatten är istället i stor utsträckning påverkat av gips (kalciumsulfat) som förekommer bland det avfall som deponerats. Gips-materialet ökar pH i vattenmiljön och ger ökad förutsättning för fastläggning av metaller.

Tabell 5. Sammanställning och bedömning av analysresultat fysikalisk-kemiska parametrar

Parameter	Tidsperiod 2012-2014	Haltspann under period med mycket stor extern påverkan (maj-september 2016)	Period efter 2019-07-15	Bedömning av nivå 2019, Förändring över tid från 2012/2014 till 2019
pH	Medel: 7,5 Median: 7,4 Spann: 7,0 - 7,8 Antal (n): 7	6,1 – 7,1	Medel: 7,7 Median: 7,7 Spann: 7,6 - 7,8 Antal (n): 10	Nivå: I nivå med typisk deponi IVL (2000): 7,5
				Förändring över tid: ökande (60% ökning) *
Kalcium (Ca)	Medel: 413 mg/l Median: 520 mg/l Spann: 170 – 520 mg/l Antal (n): 3	500 - 570 mg/l ¹	Medel: 669 mg/l Median: 670 mg/l Spann: 640 – 710 mg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket högre än typisk deponi IVL (2000): 110 µg/l
				Förändring över tid: ökande (62% ökning)
Konduktivitet	Medel: 247 mS/m Median: 256 mS/m Spann: 98 - 294 mS/m Antal (n): 19	257 - 299 mS/m	Medel: 323 mS/m Median: 331 mS/m Spann: 294 - 337 mS/m Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 1210 mS/m
				Förändring över tid: ökande (31% ökning)
Klorid (Cl ⁻)	Medel: 48 µg/l Median: 45 µg/l Spann: 29 - 81 µg/l Antal (n): 16	57 - 110 µg/l	Medel: 104 µg/l Median: 110 µg/l Spann: 91 - 110 µg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket lägre än typisk deponi IVL (2000): 1730 mg/l
				Förändring över tid: ökande (117% ökning)
Sulfat	Medel: 1246 mg/l Median: 1200 mg/l Spann: 1100 - 1400 mg/l Antal (n): 13	1500 - 1700 mg/l	Medel: 1410 mg/l Median: 1400 mg/l Spann: 1400 - 1500 mg/l Antal (n): 10	Nivå: Mycket högre än typisk deponi IVL (2000): 180 mg/l
				Förändring över tid: stabil (13% ökning)

* Förändring av pH från 7,7 till 7,5 innebär en ökning av [OH⁻] motsvarande 60%. (Alternativt en minskning av [H⁺] motsvarande ca 40%.)

6 Bedömning av lakvattensammansättning

6.1 Provtagning av ytvatten Farstaviken

I Farstaviken genomförs årlig provtagning enligt samordnat recipientkontrollprogram för Stockholms skärgård, mellan Nacka, Stockholm, Vaxholm och Värmdö kommuner samt Käppalaförbundet och Roslagsvatten AB. Denna provtagning inkluderar emellertid inte metaller i ytvatten, utan omfattar allmänna kemisk-fysikaliska parametrar samt näringsämnen i vatten. Med några års mellanrum genomförs även inventering av bottenfauna på vissa ställen.

Ytvatten i Farstaviken provtas också återkommande i syfte att kontrollera badvatten. I Liljemark Consulting (2018) redovisas resultat från fyra provtagningstillfällen. Proverna i undersökningen togs från strandnära ytvatten vid två badplatser i Farstaviken. Analyserna utfördes dock på ofiltrerade prover, dvs totalhalter, till skillnad från provtagning som görs för miljöövervakning då analyserna utförs efter filtrering (0,45 µm). Vidare lyfter Liljemark Consulting (2018) att resultaten därmed endast bör ses som indikation då provtagningen av ytvattnet baseras på ett fåtal provpunkter. Att bedöma miljöstatus med utgångspunkt i icke filtrerade prover bedöms riskera att i mycket stor omfattning överskatta förekommande halter och risker. I HaV (2016) anförs vidare att stor försiktighet ska visas för data som insamlats för andra syften eller vid tidigare tidpunkter, då risk finns att erhållna prover inte är representativa på grund av provtagningsmetodik och provtagningspunkters geografiska (spatiella/rumsliga) täckning. Resultaten från Liljemark Consulting (2018) visar emellertid att *"samtliga uppmätta metallhalter ligger inom ramen för tjänligt dricksvatten. Halterna av kadmium, nickel och bly är betydligt lägre än gränsvärden avseende maxhalter angivna i miljö kvalitetsnormerna. Dock är ett antal halter högre än medelvärdet i Stockholms inre skärgård."*

För Farstaviken visar vidare Stockholm Vatten och Avfall AB:s regelbundna undersökningar av vattenmiljö i Stockholms skärgård att de högsta halterna av kväve och fosfor uppträder i bottenvatten, vilket beror på intern belastning, dvs läckage från botten sediment (Lücke, J., 2019). Det begränsade vattenutbytet leder till en ansamling av näringsämnen i ytvattnet och därmed hög biologisk produktion - växtplankton och cyanobakterier, vilket avspeglas i höga klorofyllhalter och låga siktdjup, (Lücke, J., 2019). Den höga biologiska produktionen leder till en hög sedimentation av organiskt material, och när det organiska materialet i sedimentet bryts ned konsumeras syrgas. Detta leder till dålig syresättning av bottenvattnet och förekomst av svavelväte hela året från 12 m djup under september även 8 m (Lücke, J., 2019), vilket är i stort sett hela viken. Syresättningen av bottenvattnet har varit lika dålig sedan åtminstone 1990-talet (IVL, 2010). Den dåliga syresättningen av bottenvattnet leder till en utslagning av bottenlevande organismer då det saknas syrgas i porvattnet i botten sedimenten. I Farstaviken saknas djur, till och med den tåliga

havsborstmasken *Marenzelleria* Sp, från 10 m (Lücke, J., 2019). Det har saknats bottenlevande organismer i Farstaviken åtminstone sedan 1998 (IVL, 2010). Farstaviken har dålig status avseende bottenlevande organismer.

6.1.1 Förekomstform av metaller i recipient

För riskbedömning av metaller i vattenmiljön är förekomstformen (specieringen) av avgörande betydelse

Ur ett riskhänseende är det den biotillgängliga delen som är intressant. Biotillgängligheten varierar med vattnets kemiska egenskaper; pH, alkalinitet halten organiskt material samt jonstyrka (salinitet). Vad som menas med biotillgänglig fraktion i detta sammanhang framgår av en fotnot till HVMFS 2013: 19; "den fraktion och förekomstform som kan tas upp av en biologisk organism".

Det avgörande för risksituation är vattenkemin som föreligger i recipienten. De kemiska egenskaperna hos själva utsläppet, i detta fall lakvattnet, är av mindre intresse ifall inte själva utsläppet är så stort att det påverkar recipientens kemiska eller fysikaliska egenskaper i form av pH, alkalinitet, halt organiskt material och jonstyrka.

Metaller som operationellt definieras som "lösta" dvs passar ett filter 0,45 µm är inte är detsamma som att den föreligger i verkligt löst form dvs hydratiserad jon. Förutom fria joner kan också metaller bundna till mindre komplex med organiska eller oorganiska ligander också passera filter av storlek 0,45 µm. Vad gäller de metaller som kan definieras som förekommande i "löst form" i lakvattnet från Ekbacksdeponin kommer efter utsläpp i Farstaviken hamna i en vattenmiljö där ökad jonstyrka (salinitet) ökar förutsättningar till komplexbildning med TOC, med därpå följande sedimentering.

6.2 Provtagning av sediment Farstaviken

Provtagning av sediment inom ramen för det samordnade recipientkontrollprogram för Stockholms skärgård har utförts i Farstaviken 1999 och 2009. Provtagningarna visade att halterna koppar, zink, kadmium och bly i ytliga sediment (översta 2 cm) var höga i Farstaviken jämfört med övriga skärgården, men att övriga metaller var jämförbara (SVOA, 2010). Provtagningen 2009 visade inte på någon nämnbar förändring i metallkoncentrationer jämfört med 1999. Provtagningen gjordes endast för en punkt (6 prover med 10 m radie från boj) på 17 m djup i mjukbotten (på ackumulationsbotten), se Figur 7.

I en undersökning av bottensedimenten i Farstaviken kom Öberg (2001) fram till att belastningen av metaller kulminerade under ett tidsintervall som motsvarar 10–20 cm sedimentdjup vid tidpunkten för Öbergs studie (2001). Den övre gränsen, således ytligaste proverna med lägst ålder, av detta intervall verkar enligt Öberg (2001) sammanfalla med att rening av industriellt och kommunalt avloppsvatten infördes 1968 för utsläpp till den inre delen av Farstaviken. Till

grund för Öbergs (2001) val av provpunkter låg geofysiska karteringar av havsbotten med vilka man kan beräkna andelen mjuk och hård botten. Den mjuka botten utgörs av lera och silt med hög vattenhalt och organiskt material. Här råder hög ackumulationstakt av sediment. I Farstaviken finns dessa områden på större vattendjup än 10 m. Längs dessa ackumulationsområden finns en tydlig gradient med högst halter av bly, zink och kadmium från längst österut i viken närmast det gamla fabriksområdet till längst västerut vid sundet till Baggensfjärden när det gäller halter i sediment på större sedimentdjup. För zink motsvarar dessa sedimentdjup perioden 1950 - 1980, för bly 1930 - 1970 och för kadmium 1965 - 1985 (Öberg, 2001). Åldersbestämningen av sedimentproverna gjordes med Cs¹³⁷. Under perioderna av högsta halter var intervallet för zink och bly mellan 1 - 2 g/kg TS, för kadmium mellan 0,02 och 0,03 g/kg TS i de innersta ackumulationsområdena. Något längre västerut var motsvarande halter 0,5 - 1 g/kg TS för zink och bly medan det var 1 - 2 g/kg TS för kadmium. På andra sidan sundet i egentliga Baggensfjärden är halterna av dessa metaller i ackumulationsbotten ännu lägre runt 0,2 g/kg TS för zink, 0,1 g/kg TS för bly och 1 mg/kg TS för kadmium (Öberg, 2001). Halterna av de tre metallerna i ackumulationsområdet i Baggensfjärden intill sundet till Farstaviken har varit i stort sett konstanta med avseende på sedimentdjup och ålder. Sammantaget visar dessa resultat på en tidigare spridning från den innersta delen av Farstaviken och västerut. De ytliga sedimenten från 1999 visade i stort sett samma låga halter av de tre undersökta metallerna i de olika delarna av Farstavikens ackumulationsområden som strax utanför i Baggensfjärden. Detta visar att källan till de historiska utsläppen av zink, bly och kadmium hade upphört redan 1999.

I en annan tidigare sedimentundersökning (Sweco, 2001) gjordes provtagningar i 52 punkter i Farstaviken, i vilken i synnerhet höga halter av bly och zink påträffades. Huvudsaklig källa till de förhöjda halterna av metaller i sedimenten indikerades tydligt vara förlagd till den inre delen av viken, då halterna av metaller avtar markant med avståndet till denna del av Farstaviken (Tabell 6, Figur 7). Medelvärdena i Tabell är beräknade för metallhalter från olika sedimentdjup, dvs djup under havsbotten. Det är emellertid små variationer i djupled för metallhalter i sediment i de två innersta områdena, 1 och 2 (Sweco, 2001), vilket indikerar att föroreningsbelastningen fortlöpt under lång tid.

Sedimentföroreningarna längst in i Farstaviken kan antas komma från historiska utsläpp från förekommande porslin- och plastindustri, likväl som från dagvatten och andra utsläppskällor i tätorten. Det ska särskilt nämnas att avlopp från såväl industri och kommun släpptes utan föregående rening till Farstaviken fram till 1968 (Öberg, 2001).

Såsom redovisas i Tabell 6 kan konstateras att halterna av flertalet metaller i sedimentmiljön generellt är 3-5 gånger större i det inre i viken (Delområde 1) jämfört med område som är beläget utanför utsläppspunkten från Ekobackens företagspark (Delområde 3). För de tre västliga delområdena (3-5) kan konstateras att uppmätta halter i sedimentmiljö, med undantag av bly, är jämförbara med vad som normalt påträffas i Stockholmsområdet (Sweco, 2001).

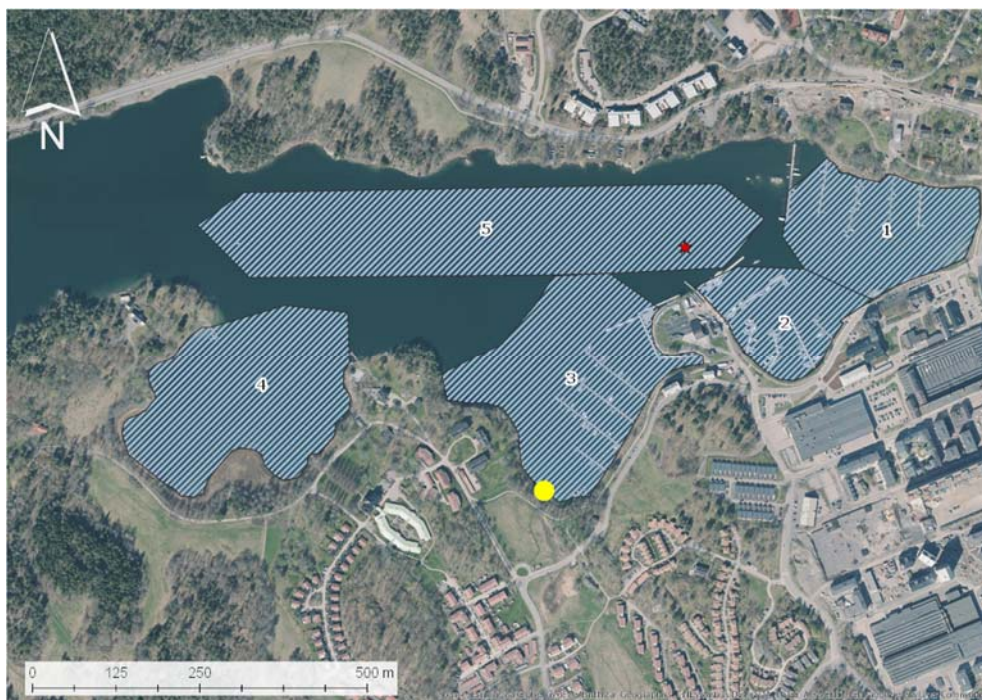
Tabell 6. Medelhalter i mg/kg TS för olika metaller i sedimenten från delområde 1 –5 i Farstaviken (Sweco, 2001) och Länsstyrelsen (2010). Medelhalter har beräknats utan hänsyn till provtagningsdjupen i sedimenten. Alla halter i mg/kg TS.

Delområde	Arsenik	Bly	Kadmium	Kobolt	Koppar	Krom	Nickel	Zink
1 (n = 34) *	7	1899	22	113	153	37	133	1644
2 (n=13) *	9	1966	9	34	89	43	42	861
3 (n=21) *	7	478	5	21	66	41	33	430
4 (n=20) *	6	285	3	21	49	46	33	287
5(n=11) *	6	372	2	22	54	52	36	292
5(n=1) **	8	673	6	32	123	39	31	543
5(n=1) **	9	655	6	25	175	50	Ca 40***	750

*) Provtagning redovisad i Sweco 2001

***) Provtagning 1999. Redovisad i SVOA, tabell 7 (1999)

****) Provtagning 2009. Redovisad i SVOA, tabell 6 (2010)



Figur 7 Delområden inom Farstaviken, efter förlaga Sweco (2001). Röd stjärna visar provtagningspunkt för SVOA (2010) sedimentprovtagning. Gul prick indikerar utsläppspunkten av lakvatten (delområde 3). Provtagning av sediment inom ramen för det samordnade recipientkontrollprogram görs inom delområde 5.

Swecos (2001) undersökning av botten sedimenten inbegrep även inventering av bottenfauna och växter. Av dessa undersökningar kan vi sluta oss till att i de grundare delarna (<10 m) av Farstaviken är det dels syresatt då bottenfauna såsom Östersjömussla påträffades och dels sandiga och/eller leriga bottnar. Denna observation överensstämmer väl med Stockholm Vatten och Avfall AB:s

mätningar av syrgashalten i vatten (Lücke, J., 2019). I denna grundare del av Farstaviken sker antingen ingen pålagring eller så sker omlagring av sediment orsakade av bottenströmmars och vågors påverkan. Denna erosion och omlagring av sediment sker framförallt under den isfria perioden i samband med ihållande vind och båttrafik.

Att Sweco (2001) inte kunde identifiera något samband mellan sedimentdjup och metallhalt i de grunda (<10m) delområdena 1 och 2, motsäger inte observationen av dessa samband i Öbergs studie (2001) från de djupare delarna (>10 m). I de grunda delområdena 1 och 2 kan nämligen omlagring av sediment ske och sambandet mellan sedimentdjup och tidpunkt för avsättning brytas. Öberg (2001) gjorde liknande observationer, med undantag av bly där det fanns en minskning i halterna i sediment från den grunda botten längst in i viken jämfört med studier från 1976 och 1984. Halterna av bly var 0,5 - 2, zink 1 - 2,5 och Cd 0,02 - 0,05 g/kg TS (Öberg, 2001).

År 2010 utfördes även en sedimentprovtagning i Farstaviken i samband med undersökning av sediment vid marinor och varvsverksamhet (Xema Consult, 2011). Provtagningen gjordes på 7,5 m djup i den inre delen av Farstaviken för ytliga sediment (de översta 5 cm) av mjukbottensedimentet. Då det mest ytliga provet i Sweco (2001) uttogs från 0–20 cm djup kan direkta jämförelser inte göras mellan de båda undersökningarna. Xema (2001) kunde dock konstatera att anoxiska (syrgasfria) förhållanden förelåg redan på 7,5 meters djup, det vill säga på grundare nivå än som tidigare provtagningar indikerat. Analysresultat i Xema (2010) visade på höga halter av bly och kadmium. Föroreningsinnehållet i olika djuplager av sedimentet uppvisar inte några tydliga skillnader. Vid jämförelse med Sweco (2001) indikeras att högre halter för främst kadmium, koppar och krom förekom vid den senare provtagning, medan lägre halter indikerades föreligga för bly.

Avseende metaller i sediment och risker för den akvatiska miljön är det avgörande i vilken form de förekommer. I de djupare delarna av Farstaviken där sedimenten ej är syresatta förekommer metallerna kadmium, bly, zink och koppar som svårslösliga sulfider. De är därför ej biotillgängliga och utgör ingen risk för den akvatiska miljön till dess att sedimenten gradvis syresätts och sulfiderna löses upp i de översta centimetrarna av sedimenten där bottenlevande organismer finns. Således kan metallerna i de grundare syresatta delarna av Farstaviken utgöra en risk för vattenmiljön om halterna är tillräckligt höga. Om koncentrationerna av metaller i Farstaviken idag är oförändrade jämfört med Swecos (2001) undersökning så är halterna av kadmium och bly över gränsvärdena för god kemisk status i sediment (HVMFS 2013:19) för delområdena 1 och 2. För de övriga delområdena är det oklart eftersom för dessa fanns det ett tydligt samband mellan sedimentdjup och halt av metall och det är oklart hur mycket lägre halterna var i ytliga sediment jämfört med medelhalterna i tabell 6. I de ackumulationsområden med större vattendjup som Öberg (2001) undersökte kan vi utgå från att halterna har sjunkit tack vare pålagring av nya sediment med lägre halter av metaller.

Vid screening av vattendirektivets prioriterade ämnen 2009, överskreds endast maximal tillåten koncentration avseende TBT. TBT är inte ett ämne som förekommer i Ekbackerdeponin och bedöms inte vidare i föreliggande text. Gällande särskilt förorenade ämnen (HVMFS 2013:19) är det parametern koppar som varit begränsande.

6.3 Provtagning av lakvatten

Historiska data om lakvattnets sammansättning avseende föroreningar finns sedan 1989. Avseende metallföroreningar är den data som finns föregående byggnationen av lakvattenstationen L20 (2012) emellertid av begränsat värde, då analyser avseende metaller före denna tidpunkt gjordes med analysmetod som gav lägre mätnoggrannhet, och där utrapporterade halter redovisades i mg/l. Jämförbar mätserie avseende fysikalisk-kemiska karaktäristika finns dock att tillgå sedan mätprogrammet start, 1989.

Normalt varierar ett lakvattens sammansättning med tiden beroende på i vilken nedbrytningsfas deponin befinner sig i. Nedbrytningsfaserna styr avfallsets lakbarhet, fastläggning av ämnen och nedbrytning. Hur dessa faser utvecklas för deponier som innehåller väldigt lite organiskt material är relativt outforskat (Naturvårdsverket, 2008). Analyser av lakvattnet från Ekbackerdeponin har visat att deponin innehåller en ringa mängd organiskt material jämfört med andra deponier, vilket gör det svårt att förutse hur lakvattnet kan förväntas förändras över tid. Klart är att halterna av flertalet föroreningsparametrar uppvisar en påtaglig minskning från den data som presenterades i tidigare lakvattenkaraktäriseringen (Faveo 2015). Denna minskning bedöms emellertid primärt kunna härledas till att mängden ovidkommande vatten har minskat i lakvattnet, snarare än att haltminskningen är en effekt av åldrande av deponin.

Utvecklingen för föroreningsparametrar framgår diagram i bilaga 2. Avseende föroreningshalter har mätdata starkt begränsat värde före 2019-07-15. I det provtagningsprogram som genomförts finns en abrupt och kraftig haltförhöjning av flera föroreningsparametrar med start under vintern 2014–2015. Halterna fortsätter stiga och är högst under sommaren 2016, varefter haltnivåerna retirerar något under efterföljande år. Haltstegringen från och med vintern 2014–2015 var orsakat av markarbeten på omkringliggande fastigheter, där plansprängningar och upplagring av bergkross gav upphov till stora haltförhöjningar av ett flertal metaller. Det har sedermera framkommit att kraftigt förhöjda föroreningsparametrar varit kända i området åtminstone sedan 2011–2012, såsom redovisats för provtagningar utförda på plansprängda områden på näraliggande Gustavsberg 1:435 (Vattenfall Heat Nordic, 2012). Att haltstegringarna observeras i grundvattenmiljö först något eller några år efter att plansprängningar har inletts är i linje med det tidsförlopp som beskrivs i Länsstyrelsen (2019), där haltförhöjningar uppmätts först ett flertal år efter inledd brytning och att haltminskning därefter tar lång tid att uppnå.

6.4 Härledning av tolerabla utsläppsnivåer

6.4.1 Metodik

Utifrån Vatteninformationssystem Sverige (VISS) kan man konstatera att Baggensfjärdens vattenkvalitet påverkas av både diffusa källor och punktkällor. Med nuvarande kunskap går det inte att kvantifiera betydelsen av de olika källorna. Istället bedöms deras påverkan tillhöra olika kvalitativa kategorier såsom "betydande påverkan". I fallet Baggensfjärden bedöms två punktkällor och fem diffusa källor utgöra "betydande påverkan". Sju punktkällor och fem diffusa källor har okänd påverkan och är ej klassificerade. Vidare kan man utifrån VISS konstatera att när det gäller näringsämnen så uppnår Baggensfjärden otillfredsställande status tack vare totalhalt fosfor för sommarperioden. De övriga parametrarna för näringsämnen uppnår måttlig ekologisk status. (Länsstyrelserna, VISS)

Ett sätt att, trots den bristfälliga informationen rörande olika diffusa och punktkällors betydelse, kunna härleda riktvärden för en enskild punktkälla är att utgå från det eftersträvade tillståndet – god ekologisk respektive kemisk status - och utifrån detta beräkna hur stort det totala utsläppet av ett ämne får vara, utan att den ekologiska respektive kemiska statusen försämras. Det tänkta tillstånd vilket minimerar detta utsläpp motsvarar den situation där god ekologisk respektive kemisk status precis har uppnåtts för ämnet i fråga. På detta sätt kan man beräkna hur stort tillskott av ämnen i fråga som kan tolereras, utan att klassificeringen med avseende på ämnen i fråga kommer att förändras.

För varje ämne härleds på detta sätt en maximalt tolerabel halt. Denna metod kommer att redogöras för i detalj för näringsämnena kväve och fosfor. På motsvarande sätt kommer riktvärden härledas för metallerna med avseende på god kemisk status. Slutligen kommer ur dessa tolerabla halter härledas förslag på riktvärden för lakvattnet från deponin. Då dessa föreslagna riktvärden är klart lägre än de härledda tolerabla halterna innebär detta att motsvarande utsläpp för ämnet i fråga endast tar motsvarande, betydligt mindre, del i anspråk av det totala utsläppet som kan tolereras utan att målsättningen med god ekologisk respektive kemisk status äventyras.

6.4.2 Kväve och fosfor

Miljökvalitetsnormerna (MKN) för kväve och fosfor anges som en koncentration i ytvattnet (0-10m) beräknad som ett medelvärde för sommar och vinterperiod för parametrarna totalhalt kväve (tot-N) och löst oorganiskt kväve (DIN) respektive löst oorganiskt fosfor (DIP) och totalhalt fosfor (tot-P). MKN för kväve och fosfor varierar med typ av vattenförekomst och salthalt.

Den ekologiska statusen med avseende på halten av kväve i ytvatten bedöms på följande sätt.

Halterna tot-N, tot-P, DIP samt DIN mäts och för varje mätillfälle beräknas ett medelvärde för de olika provtagningsdjupen från ytan ned till 10 m under vattenytan eller till språngskiktets djup. Från varje mätning ska den ekologiska kvalitetskvoten (EK) beräknas enligt följande ekvation:

$$EK = \frac{\text{referensvärde}}{\text{observerat värde}} \quad (9)$$

För den typ av vattenförekomst som Baggensfjärden tillhör (24) samt salinitet (0 – 6 PSU) så är referensvärdet för

$$\text{tot-N (vinter)} = -2,942*s + 34,7 \quad (10)$$

$$\text{tot-N (sommar)} = -1,483*s + 23,9 \quad (11)$$

$$\text{DIN (vinter)} = -2,383*s + 16,5 \quad (12)$$

$$\text{tot-P (vinter)} = -0,042*s + 0,65 \quad (13)$$

$$\text{tot-P (sommar)} = -0,033*s + 0,50 \quad (14)$$

$$\text{DIP (vinter)} = 0,003*s + 0,23 \quad (15)$$

Medelvärdet av samtliga EK-värden för ytvattenförekomsten ska beräknas varje år.

Medelvärdet av EK beräknas för varje parameter och ytvattenförekomst för minst en treårsperiod.

Statusklassificering för respektive parameter görs genom att jämföra beräknade medelvärdena av EK med klassgränser.

För varje parameter beräknas ett viktat klassvärde, N_{klass} . Den numeriska klassen (N_{klass}) beräknas för respektive parameter enligt formeln:

$$N_{\text{klass}} = N_{\text{nedre}} + \frac{EK_{\text{beräknat}} - EK_{\text{nedre}}}{EK_{\text{övre}} - EK_{\text{nedre}}} * 0,2 \quad (16)$$

Ett medelvärde av de numeriska klassningarna (N_{klass}) beräknas för DIN, DIP, tot-N, tot-P under vintern och ett medelvärde för tot-N, tot-P under sommaren. Därefter beräknas medelvärdet av sommar och vinter, vilket blir den sammanvägda klassificeringen av näringsämnen. Statusklassificeringen avgörs av medelvärdet för den numeriska klassningen enligt Tabell 7 (HVMFS 2013_19).

Tabell 7. Underlag för statusklassning.

Status	Numeriskt värde	Nedre gräns
Hög status	0,8 - 1	0,8
God status	0,6 < 0,8	0,6
Måttlig status	0,4 < 0,6	0,4
Otillfredsställande status	0,2 < 0,4	0,2
Dålig status	< 0,2	0

Enligt den senaste statusklassificeringen (2017) för förvaltningscykel 2010–2016 uppnår vattenförekomsten Baggensfjärden endast "otillfredsställande ekologisk status" med avseende på näringsämnen. För tot-N (sommar) är den ekologiska statusen "måttlig" medan den för tot-P (sommar) är otillfredsställande. Samtliga parametrar (kväve och fosfor) saknade klassificering för vinterperioden.

Med utgångspunkt i ett tillstånd där Baggensfjärden precis uppnår "god ekologisk status", kan en beräkning göras hur stora utsläppen av de tre kväve- och tre fosforparametrarna kan vara utan att utsläppen medför en sänkning av respektive N_{klass} , dvs $N_{klass} = N_{nedre}$. Enligt ekvation (16) är detta ekvivalent med att $EK_{beräknat} = EK_{nedre}$.

Med hjälp av dessa värden för EK_{nedre} och tillhörande referensvärden (ekv. 10 – 15) kan motsvarande observerade värde erhållas (ekvation 9). Det observerade värdet motsvarar således den maximalt tillåtna koncentrationen av respektive kväveparameter som får uppnås utan att N_{klass} försämras, vid tillståndet där Baggensfjärdens status precis uppnår "god ekologisk status".

Enligt Stockholm Vatten och Avfall AB:s mätningar i Farstaviken var medelsaliniteten för sommarperioden och vinterperioden 2018 4,9 respektive 5,1 PSU.

Utifrån dessa data och samband erhålls maximal koncentration för tot-N och DIN för vinterperioden om 20 respektive 4,2 $\mu\text{mol/l}$ för att upprätthålla "god ekologisk status" med avseende på näringsämnen. För sommarperioden blir motsvarande maximala koncentration 17 $\mu\text{mol/l}$ för tot-N.

På samma sätt kan maximal koncentration för tot-P och DIP beräknas. Maximala koncentrationer blir då 0,44 och 0,25 $\mu\text{mol/l}$ för tot-P respektive DIP under vinterperiod. För sommarperioden blir den maximala koncentration 0,34 $\mu\text{mol/l}$ för tot-P.

För tot-N och DIN för den typ av vattenförekomst som Baggensfjärden tillhör (24) samt salinitet (0 – 6 PSU) så är:

- > tot-N (vinter): För klassen "god ekologisk status" är den övre gränsen ($EK_{\text{övre}}$) mot "hög ekologisk status" och den nedre gränsen (EK_{nedre}) mot "måttlig ekologisk status", 0,85 respektive 0,68.
- > tot-N (sommar): För klassen "god ekologisk status" är den övre gränsen ($EK_{\text{övre}}$) mot "hög ekologisk status" och den nedre gränsen, (EK_{nedre}) mot "måttlig ekologisk status" 0,87 respektive 0,78.
- > DIN (vinter): För klassen "god ekologisk status" är den övre gränsen ($EK_{\text{övre}}$) mot "hög ekologisk status" och nedre gränsen, (EK_{nedre}) mot "måttlig ekologisk status" för EK 0,80 respektive 0,67.

För tot-P och DIP för den typ av vattenförekomst som Baggensfjärden tillhör (24) samt salinitet (0 – 6 PSU) så är:

- > tot-P (vinter): För klassen "god ekologisk status" är den övre gränsen ($EK_{\text{övre}}$) mot "hög ekologisk status" och den nedre gränsen (EK_{nedre}) mot "måttlig ekologisk status", 0,80 respektive 0,66.
- > tot-P (sommar): För klassen "god ekologisk status" är den övre gränsen ($EK_{\text{övre}}$) mot "hög ekologisk status" och den nedre gränsen, (EK_{nedre}) mot "måttlig ekologisk status" 0,86 respektive 0,74.
- > DIP (vinter): För klassen "god ekologisk status" är den övre gränsen ($EK_{\text{övre}}$) mot "hög ekologisk status" och nedre gränsen, (EK_{nedre}) mot "måttlig ekologisk status" för EK 0,80 respektive 0,67.

Med hjälp av de ovan angivna gränserna för klassen "god ekologisk status", tabell 7 och ekvation 9 kan de koncentrationer som krävs för att vattenförekomsten ej längre upprätthåller "god ekologisk status" med avseende på kväve beräknas. Således skulle en tot-N koncentration om 29 och 22 $\mu\text{mol/l}$ för vinter- respektive sommarperioden medföra att "god ekologisk status" ej längre kan upprätthållas. Detta motsvarar i båda fallen en höjning av koncentration av tot-N med 9 respektive 5 $\mu\text{mol/l}$ under vinter- respektive sommar-period.

För fosfor är motsvarande halter 0,66 och 0,46 $\mu\text{mol/l}$ och motsvarande höjningar 0,22 respektive 0,12 $\mu\text{mol/l}$. Eftersom vattenförekomsten Baggensfjärdens volym kan beräknas (0-10 m) så kan maximala storleken som utsläppet av tot-N och tot-P får vara för att inte försämra ytvattnets klassificering "god ekologisk status" med avseende på kväve och fosfor också beräknas. Den aktuella volymen vatten är $1,4 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ vilket medför ett utsläpp om 29 ton kväve respektive 1,5 ton fosfor per år (sommar + vinter).

Under antagande om ett flöde ut från deponin till Baggensfjärden/Farstaviken om $7 \cdot 500 \text{ m}^3/\text{år}$ skulle halter i tillflödande lakvatten motsvarande maximalt 3,9 respektive 0,20 g/l av kväve respektive fosfor kunna tillåtas (Tabell 8), utan att en statusförsämring uppkom. Beräknade halter är konservativa (innebär en överskattning), eftersom beräkningarna förutsätter att kväve och fosfor utgör inerta substanser. I verkligheten kommer dessa ämnen istället att delta i olika

naturliga biogeokemiska processer, såväl i recipienten som under tillrinning dit, vilket gör att halterna angivna i Tabell 8 inbegriper säkerhetsmarginaler.

Tabell 8. Maximala utsläpp och koncentration av kväve och fosfor för lakvatten – vattenförekomst Baggensfjärden.

Parameter	Max utsläpp (ton/ år)	Max C (baserat på 7500 m ³ /år) (g/l)
Totalt kväve	29	3,9
Total fosfor	1,5	0,20

6.4.3 Metaller

Angreppsättet är det samma som för näringsämnen, dvs ett övre tak för utsläpp i ett tänkt tillstånd beräknas – gränsen för "god kemisk status" vilket minimerar utsläppets storlek. Dock blir själva beräkningen betydligt enklare eftersom det bara finns en gräns att förhålla sig till – den mellan god och icke-god kemisk status.

Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen, där metallerna arsenik, koppar, krom och zink ingår, samt gränsvärden för god kemisk status där metallerna kadmium, bly och nickel ingår (HVMFS 2013:19). I samtliga fall är det de maximalt tillåtna årsmedelvärdena i recipienten Baggensfjärden som är relevanta att ha som utgångspunkt för härledningarna av riktvärdena. Dessa årsmedelvärden redovisas i Tabell 9.

Baggensfjärdens volym är $3,3 \cdot 10^8$ m³ (SMHI, vattenweb). Med utgångspunkt från denna volym och antagandet att koncentrationerna av respektive metall är lika med de maximalt tillåtna årsmedelvärdena (Tabell 9) så kan man beräkna maximala tillåtna utsläpp. Med antagandet att deponin har ett utflöde om 7·500 m³/år så kan motsvarande högsta tolerabla föroreningskoncentration för lakvattnet beräknas (Tabell 9).

När det gäller metallen koppar kan man beräkna koncentrationen biotillgänglig fraktion med hjälp av mätningar av totalt organiskt kol, TOC (HVMFS 2013:19). Den biotillgängliga fraktionen av koppar är med få undantag i naturliga vatten endast en liten del av den totala koncentrationen. För metallerna arsenik och zink ska hänsyn tas till bakgrundskoncentrationer. Dessa ska subtraheras från de uppmätta koncentrationerna när de jämförs med gränsvärdena. Detta förhållande påverkar inte beräkningen av maximala utsläpp och motsvarande beräknade tolerabla nivåer för lakvatten.

Tabell 9. Maximala årsmedelvärden för ytvatten och motsvarande maximala utsläpp och föroreningskoncentration i lakvatten – vattenförekomst Baggensfjärden. Observera att halter för metaller anges i mg/l.

Ämne	Årsmedelvärde (ug/l)	Maximal belastning (kg/år)	Max C (baserat på 7500 m ³ /år) (mg/l)
Arsenik	0,55	1,6	0,22
Bly	1,3	16	2,2
Kadmium	0,2	16	2,1
Koppar	1,45	2,7	0,36
Krom	3,4	16	2,1
Nickel	8,6	16	2,2
Zink	1,1	16	2,2

Avseende påverkan på sedimenten med de ovan angivna tillskotten av metaller kan två konservativa antaganden göras för att underlätta beräkningarna. För det första kan det antas att alla metaller som släpps ut i Farstaviken sedimenterar i Farstaviken, dvs ingen transport sker ut genom sundet och vidare till egentliga Baggensfjärden. För det andra kan vi anta att sedimentation av metaller endast sker på vattendjup större än 10 m, vilket motsvarar en yta av 0,27 km². Vidare antar vi att den genomsnittliga vattenhalten i sedimenten är 80 %, vilket medför att 5 cm sediment motsvarar 1 cm minerogent material med en densitet om 2,63 g/cm³. Med dessa konservativa antagande om föroreningsbelastning på sediment erhåller man halter av metaller i bottensediment enligt Tabell 10.

Tabell 10. Resultterande halter i sediment Baggensfjärden, med utgångspunkt i beräknad maximal tillåten belastning (Tabell 9).

Ämne	Resultterande halt	Halt som medges enligt HVMFS 2013:19	Befintliga halter i sediment (ligger till grund för klassificering)
Arsenik	0,24 mg/kg TS	(-)	
Bly	2,3 mg/kg TS	120 mg/kg TS	347,4 mg/kg TS
Kadmium	2,3 mg/kg TS	2,3 mg/kg TS	3,82 mg/kg TS
Koppar	0,39 mg/kg TS	52 mg/kg TS	69,2 mg/kg TS ¹
Krom	2,3 mg/kg TS	(-)	
Nickel	2,4 mg/kg TS	(-)	
Zink	2,4 mg/kg TS	(-)	

¹ Vid denna bedömning har bakgrundshalt om 35,5 mg/kg TS beaktats.

Av Tabell 10 framgår att resulterande halt av bly och koppar är under gränsvärdet för kemisk status respektive särskilt förorenande ämnen. För bly och koppar är de resulterande halterna (Tabell 10) också tydligt lägre än befintliga halter i Baggensfjärden enligt VISS klassificering av status (Länsstyrelserna, VISS), varför någon risk för försämring således inte föreligger.

Avseende kadmium tangerar värdet för kadmium gränsvärdet för god kemisk status. Den härledda halten av kadmium innebär en minskning jämfört med befintlig halt, men då den är jämförbar med gränsvärdet bör en reducering av tillåten årlig belastning göras, även om försiktighetsmättet med fullständig sedimentation tillämpas. Reduceringen av den tillåtna årliga belastningen görs primärt föranlett av att det finns andra källor till kadmium i bottensedimenten, vilket gör att härledd maximalt utsläpp kan innebära för hög belastning av kadmium i sedimentmiljön. Förslag på denna reducering kommer att göras längre ned i detta avsnitt, när förslag till riktvärden härleds.

6.5 Bedömt tolerabla nivåer för tillskott (belastning)

I beräkningarna ovan (avsnitt 6.4) finns ett antal försiktighetsmått inbyggda i beräkningarna. Det viktigaste försiktighetsmättet som vidtagits rör fördelningen mellan löst och partikulär form för metallerna.

Beroende på vattnets egenskaper i Farstaviken, såsom pH, salinitet (jonstyrka), alkalinitet och halt organiskt material kommer de olika metallerna att anta olika förekomstformer: bundna till partiklar, bundna i komplex med organiska eller oorganiska ligander samt verkligt löst (hydratiserad jon). Det är bara den sista förekomstformen som har biologisk påverkan, med möjligt tillägg avseende de minsta komplexen med oorganiska ligander. Resterande andel av en metallförekomst är bunden till partiklar, sedimenterar och otillgängliggörs därmed för påverkan på vattenmassan. Den högre salthalten i Farstaviken jämfört med lakvattnet medför också att förkommande organiskt material koagulerar, vilket ger en ökad sedimentationshastighet; de organiska makromolekylerna kan sedimentera tillsammans med partiklar och föra med sig ytterligare metaller till sedimenten. För marina vatten är det emellertid bara koppar som utvärderas med avseende på biotillgänglig halt (HVMF 2013:19) vad gäller riktvärden och påverkan på vattenmiljön, vilket gör att en överskattning av förekommande risker görs avseende övriga metaller.

När det gäller koppar är det andelen biotillgänglig halt i recipienten som är intressant (HVMFS 2013:19). Andelen biotillgänglig koppar kan skattas utifrån halten löst organiskt kol, eng. dissolved organic carbon (DOC), eftersom det är den parametern som till största delen bestämmer andelen komplexbunden koppar i marina miljöer. Om data för DOC saknas kan man ansätta värdet 1,45 µg/l Cu för Östersjön (HVMFS 2013:19, reviderad 2019-01-01). Enligt HaV (2016) ska bakgrundshalter beaktas avseende metallerna arsenik och zink vid bedömning av status.

Sammantaget är beräkningarna för tolerabel belastning av metaller från lakvattnet till vatten och sediment (Tabell 9 och 10) därmed försiktiga, eftersom 100% belastning till vattenmassan respektive sedimenten antas i beräkningarna. I verkligheten kommer mindre än 100% av en given metall sedimentera respektive vara kvar i vattenmassan. Fördelningen mellan dessa två förekomster - sediment respektive vattenmassa - kommer att variera från metall till metall, men genomförda beräkningar utgår från ett värsta scenario, att all belastning av metallen i fråga med lakvattnet hamnar i Farstavikens sediment, alternativt i sin helhet hamnar i vattenmassan.

Med utgångspunkt i Tabell 8, 9 och 10, samt baserade i nuvarande prognosticerande årsflöde av lakvatten (7'500 m³/år), erhålls maximalt tillåten koncentration i lakvatten för respektive föroreningsparameter enligt Tabell 11.

Tabell 11. Underlag till riktvärden lakvatten Ekbacksdeponin, baserat på miljö kvalitetsnormer, antagen utsläppsmängd 7500 m³ lakvatten per år och krav på noll-påverkan på recipient Baggensfjärden. Observera att beräknade tolerabla utsläpp och maximalt tillåtna koncentrationer är beräknade med två signifikanta siffror. För läsbarhetens skull används emellertid enheterna kg/år respektive µg/l för metaller.

Ämne	Beräknat tolerabelt utsläpp (kg/år)	Aktuella utsläpp lakvatten 2019 (kg/år)	Maximalt tillåten koncentration lakvatten (µg/l, om annat ej anges)	Aktuella halter lakvatten 2019 (µg/l, om annat ej anges)
Totalt kväve	29000	57	3900 mg/l	7,6 mg/l
Total fosfor	1'500	3,8	200 mg/l	0,5 mg/l
Arsenik	1,6	0,0038	220	0,5
Bly	16	0,0045	2200	0,6
Kadmium	16	0,0045	2100	0,6
Koppar	2,7	0,090	360	12
Krom	16	0,0060	2100	0,8
Nickel	16	0,33	2200	44
Zink	16	0,77	2200	103

Viktigt att notera är att tolerabla nivåer, enligt Tabell 11, avser ett framtida scenario där Baggensfjärdens status är god, inkluderat att dess botten är syresatt. I dagsläget är riskerna påtagligt lägre med de halter som förekommer i lakvattnet, främst genom att rådande syrgasförhållande och allmän vattenkemi gör att dagens utsläpp i stor grad kan förväntas bli fastlagd i sediment. Fastläggande sker primärt som svårösliga sulfidkomplex.

Det är likaså viktigt att framhålla att tolerabla nivåer i Tabell 11 baseras på ett prognosticerat flöde om cirka 7'500 m³/år. Skulle flödet skilja sig ska uppdaterade riktvärden beräknas. Högre flöde resulterar i lägre riktvärden och omvänt.

7 Förslag till riktvärden

I föreliggande avsnitt avges förslag till riktvärden för lakvattnet från Ekbacksdeponin. Riktvärden kan ansättas med olika metoder, ambitionsgrad och giltighetstid. För närvarande saknas relevanta utsläppskrav på Ekbacksdeponin. Samtidigt förordar deponihandboken (Avfall Sverige, 2012) att riktvärden upprättas för provotid, "*i de fall då det behövs ytterligare undersökningar för att klargöra vilka krav som bör ställas*" för ett lakvatten.

Då hittills tillgänglig utvärderingsperiod (2019-07-15 till 2019-09-30, totalt 78 dagar) är alltför kort för att på gott sätt kunna prognosticera framtida flöde i lakvattnet, och då flödet helt styr i vilken omfattning som en tillåten halt belastar en recipient, synes det tydligt att informationsläget för närvarande är för svagt för att slutligt fastställa riktvärden. För årsrapporter 2019–2021 och arbetet med lakvatten fram till Q4 2021 föreslås därmed att riktvärden upprättas i preliminärversion, för provotid. Slutliga riktvärdesnivåer föreslås därmed fastställas först när lakvattenflöden är bättre kända.

7.1 Utgångspunkt för riktvärdesbestämning

7.1.1 Utgångspunkt i miljörisker (tolerabla nivåer)

Huvudförslaget att utgå ifrån bör vara de framräknade tolerabla nivåerna enligt kolumn 4 i Tabell 11.

7.1.2 Utgångspunkt i hälsorisker

Även om föroreningshalter i ett lakvatten kan medges av miljöskäl, så behöver de inte vara acceptabla ur hälsoaspekt. Det kan finnas akuttotoxicitet för människa för vissa ämnen, och att medge höga utsläppsnivåer kan också skapa oro för kringboende. Någon hälsoriskbedömning har inte gjorts i föreliggande utredning. För att få ett mått på nivåer som kan vara acceptabla sett till

hälsorisker kan emellertid dricksvattenkriterier användas, vilka i sådant fall de tillämpas skulle innebära att mycket stora säkerhetsmarginaler byggs in i riktvärdesnivåerna.

7.1.3 Utgångspunkt i andra begränsningsvärden/riktvärden

Som jämförelse till föreslagna riktvärden kan också andra riktvärden användas; bedömningsgrunder för ytvatten, eller begränsningsvärden för olika verksamheter. Sådana jämförelsevärden saknas emellertid relevans för Farstaviken miljöstatus och har ringa relevans för specifika förhållanden som rör Ekbacksdeponin, men de kan ändå tas i beaktande, då det kan finnas ett värde i att låta föreslagna riktvärden i någon grad bör harmonisera med vad för måttstockar för miljöpåverkan som i övrigt används i samhället.

Vid jämförelser med riktvärdesuppsättningar i övrigt kan generellt också diskuteras om det är rimligt att riktvärden för ett lakvatten bör vara mer strikt uppsatta än de kriterier som finns upprättade för andra verksamheter i samhället. Tydligast kan frågan kopplas till dagvattenkriterier, vilka extra tydligt kan konstateras inte bära relevans för lakvattenutsläpp. Utsläpp till dagvatten (härörande från avrinning från tak, industrimark, parkeringar, körbanor, och liknande ytor) är förhållandevis enkla att åtgärda vid källan, genom materialbyten, avledning eller fördröjning av vatten. Motsvarande åtgärder är avsevärt svårare eller omöjliga att utföra för lakvatten. Det kan i sammanhanget också konstateras att dagvatten vanligen utgör avsevärt större volymer vatten jämfört med lakvatten, vilket ger ytterligare skäl till att hårdare krav framställs på dagvatten då det relevanta försiktighetsmättet för miljön är den totala belastningen i mängd/massa snarare än halt.

7.1.4 Utgångspunkt i förekomst i grundvatten i närområdet

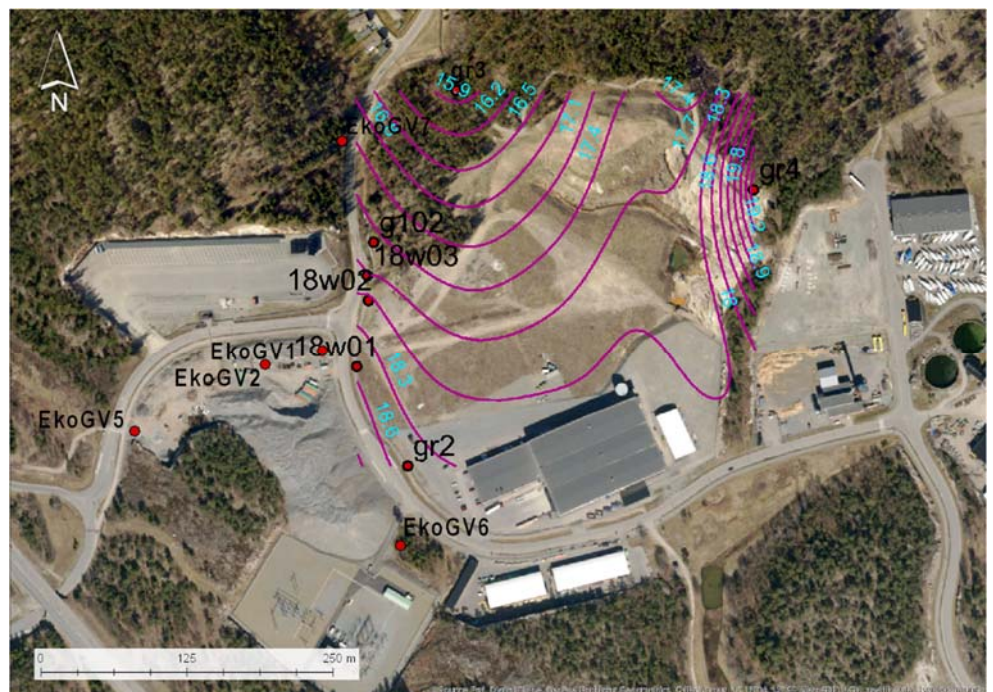
Det kan vidare ses som rimligt att rening inte görs än till lägre nivåer än lokala bakgrunds nivåer i grundvattnet, i synnerhet då det är känt att lakvattnet utgörs av uppskattningsvis 99% inträngande grundvatten.

Kända halter i grundvatten – uppdelat på nedströms och uppströms belägna redovisas i Tabell 12. Observera att halterna avser filtrerade prover, och att någon föroreningsdel bunden till partiklar $>0,45 \mu\text{m}$ därmed inte ingår i påvisad halt. Föroreningshalterna som indikeras av Tabell 12 kan därmed antas vara underskattade, i jämförelse med haltnivåerna i lakvattnet. Läget av grundvattenrör redovisas i Figur 8.

Halterna i lakvattnet är generellt lägre än halter i uppströms förekommande grundvatten. Förhållandet är att förvänta, då deponin innehåller gips, vilket höjer pH hos infiltrerande vatten och därmed skapar förhållanden som är gynnsam för fastläggning av flertalet metaller.

Tabell 12. Bakgrundshalter i grundvatten i deponins omgivning. Medelvärden per fastighet, filtrerade prover ($\mu\text{g/l}$). Som jämförelse anges även aktuell medelhalt i lakvatten (uppslutna prover, $\mu\text{g/l}$).

	Arsenik (As)	Bly (Pb)	Kadmium (Cd)	Krom (Cr)	Koppar (Cu)	Nickel (Ni)	Zink (Zn)
Bedömt nedströms belägna grundvattenrör							
Gustavsberg 2:1 Norra 3 grundvattenrör - g102, 18W03, EkoGV7	0,2	0,1	0,1	0,3	2,7	26	17
Gustavsberg 1:7 1 grundvattenrör - gr3	1,0	0,06	0,02	0,2	9,4	4,9	4,2
Bedömt uppströms belägna grundvattenrör							
Gustavsberg 1:458 1 grundvattenrör gr2	0,3	0,2	0,1	0,1	8,0	11	51
Gustavsberg 1:545 3 grundvattenrör EkoGV1, EkoGV2, EkoGV5	0,2	6,0	2,2	0,7	80	821	551
Gustavsberg 1:543 1 grundvattenrör gr4	2,8	32	3,8	0,5	28	1569	1090
Gustavsberg 2:1 Leveransvägen 3 grundvattenrör EkoGV6, 18W01, 18W02	0,7	0,5	9,2	0,3	5,6	1222	1227
Medelhalt i lakvatten							
Provpunkt L20 (Uppslutna prover)	0,5	0,6	0,6	0,8	12	44	103



Figur 8 Lägen av grundvattenrör, samt interpolerad karta från avvägningar av förekommande grundvattennivåer i området. Flöde av grundvatten sker vinkelrätt med grundvattennivå-linjerna. (WSP, 2018)

7.2 Sammanvägning av dataunderlag för riktvärden.

I Tabell 13 redovisas den samlade bedömningen av riktvärdesnivåer, inkluderat förslag till Riktvärde under provotid (gråfärgat).

Högsta tolerabla nivåer, vilket är det primära underlaget till riktvärdena, inbegriper flera säkerhetsaspekter. Vid beräkning av högsta tolerabla nivåer förutsattes ett scenario där Baggensfjärdens status är god, att hela utsläppsmängden belastar antingen vattenmassa eller sedimentmiljön, och att det framtida lakvattenflödet kommer att vara 7500 m³/år. Den samlade effekten av de vidtagna försiktighetsmått bedöms i sig ge betryggande stora marginaler, om beräknade nivåer direkt tillämpas som riktvärden avsedda för vattenförekomsten Baggensfjärden.

De högsta tolerabla nivåer som miljöriskbedömningen resulterade är starkt avvikande (betydligt högre) än andra uppsättningar av jämförelsevärden. För att bättre harmonisera med andra krav på utsläpp, och erhålla ytterligare säkerhetsmarginaler, har därmed en minskning av det justerade värdet gjorts:

- > Metallerna arsenik, bly och kadmium är av Naturvårdsverket utpekade att inneha särskilt hög farlighet (Naturvårdsverket, 1999). Vad gäller arsenik och kadmium är de dessutom så kallade utfasningsämnen grundat i att de anses hålla särskilt farlighet. Ambitionen för dessa ämnen är att helt avlägsna dem från vår miljö. För dessa ämnen har anpassningar av riktvärden därmed gjorts till dricksvattenkriterier; halter över dem som medges i dricksvatten ska ej förekomma i lakvattnet.
- > För metallerna koppar, krom, nickel och zink föreslås att miljöriskbedömningen (beräknad tolerabel belastning till recipient) låtes ligga till grund för riktvärden. För dessa metaller föreslås att riktvärde motsvarande 20% av beräknade tolerabla nivåer ansätts. Justeringen innebär att riktvärden bättre harmoniserar med andra jämförelsegrunder (Tabell 12) och ger också betryggande försiktighetsmarginaler avseende osäkerheter i flödesmängder eller i framtida förändringar av förhållanden i och kring recipienten.
- > För kväve och fosfor har riktvärde motsvarande 10% av beräknade tolerabla nivåer. Den föreslagna justeringen är relativt stor, men grundas i att det är näringsämnen som i stor grad är styrande för miljöstatus i vattenmassa hos recipienten.

Då de föreslagna riktvärdena (Tabell 13) utgör en mindre del av de beräknade tolerabla halterna medför tillämpning av riktvärdena att endast motsvarande andel av det totala tolerabla utsläppet tas i anspråk för ämnet i fråga. Om föreslaget riktvärde exempelvis är en tiondel av den härledda tolerabla halten ianspråk tas endast 10 % av det totala utsläppet, vilket bedöms ge tillfredsställande marginal för att säkerställa att god kemisk respektive ekologisk status skulle kunna upprätthållas.

Exempelvis i fallet bly så är det föreslagna riktvärdet för lakvattnet 10 µg/l medan det tolerabla värdet är 2,13 mg/l. Detta innebär således att 0,01/2,13 dvs knappt 4 % av det totala möjliga utsläppet tas i anspråk. Med hjälp av tabell 10 kan man då beräkna att detta motsvarar ett maximalt tillskott i halt i sedimenten om 0,01 mg/kg TS (4% av 2,3 mg/kg). Denna resulterande halt ska jämföras med befintliga halter om 347,4 mg/kg TS. Eftersom det finns andra betydande källor till bly, såväl naturliga som antropogena, så kommer detta tillskott ej påverka huruvida god kemisk status uppnås eller ej.

Tabell 13. Förslag till riktvärden, men ovanliggande jämförelsevärden. Halter anges i µg/liter om annat ej anges. Observera att redovisade tolerabla utsläpp och maximalt tillåtna koncentrationer (rad 2) är beräknade med två signifikanta siffror. För läsbarhetens skull används emellertid enheterna kg/år respektive µg/l för metaller.

Underlag	Arsenik	Bly	Kadmium	Koppar	Krom	Nickel	Zink	Totalt kväve (mg/l)	Totalt fosfor (mg/l)
Tolerabla nivåer, enligt tabell 8 och 9. (primärt underlag)	220	2200	2100	360	2100	2200	2200	3900	200
Utsläppsvillkor deponier ⁽¹⁾	10	2 - 50	0,2 - 0,5	10 - 50	20 - 50	30 - 60	30 - 100	10 - 40	0,05 - 0,5
Dagvattenpolicy, Värmdö kommun (ej rel. för lakvatten) ⁽²⁾	(saknas)	15	0,5	40	25	30	150 *	3,5	0,250
Otjänlighetsgräns dricksvatten (ej rel. för lakvatten) ⁽³⁾	10	10	5	2000	50	20	(saknas)	(saknas)	(saknas)
Halter i grundvatten vid uppströms belägna fastigheter. (Tabell 12) (avser filtrerade prover)	0,2-2,8	0,2-32	0,1-9,2	5,6-80	0,1-0,7	11-1222	51-1227	(-)	(-)
Förslag på riktvärde (avser årsmedelvärde)	10	10	5	70	410	430	100	390	20
Haltnivåer Lakvatten (medelvärde juli till september 2019)	0,5	0,6	0,6	12	0,8	44	105	7,6	0,5

1) Utsläppsvillkor som fram till 2007 fastställts av domstol: Mål 1411-07 Nacka tingsrätt, M 131-99 Östersunds tingsrätt, M 1443-07 Nacka tingsrätt, Mål 3300-05 Växjö tingsrätt Domar från 2007.

2) Dagvattenpolicy för Värmdö kommun, 2012. (Tabell 3, riktvärde "från verksamhetsutövare").

3) Gränsvärden och parametervärden: Avsnitt A. Gränsvärden där dricksvattnet ska bedömas som otjänligt, II. Kemiska parametrar. Bilaga 2 till SLVFS 2001:30 inklusive ändring LIVSFS 2017:2.

(*) Riktvärdesnivån satt extra lågt, då föroreningskällor bedöms vara lätta att åtgärda i dagvattnets avrinningsområde.

8 Slutsatser

I föreliggande rapport har dels lakvattnets kvalitet utvärderats i syfte att utgöra underlag för bedömning av dess påverkan på recipient och eventuella reningsbehov. Vidare har en miljöriskbedömning utförts, vars resultat ligger till grund för de riktvärden som har upprättats.

Vad avser **haltnivåer i lakvattnet** kan konstateras att vatten från Ekbacksdeponin överlag håller låga föroreningshalter jämfört med lakvatten från andra deponier. Av de studerade metallerna är det kadmium, kobolt, nickel och zink som föreligger i högre halter i Ekbacksdeponin, än vad som typiskt finns i svenska deponier, såsom redovisat IVL 2000. Jämfört med tidigare lakvattenkaraktärisering (Faveo, 2015) har föroreningsbilden förbättrats väsentligt, genom att halter föroreningar generellt har minskat medan pH ökat. Förändringarna bedöms härröra från att analyser av lakvatten tidigare (fram till juli 2019) varit missvisande, på grund av mycket starkt påverkat av ovidkommande vatten. Med jämförelse med tjänlighetsnivå för dricksvatten (Livsmedelsverket, 2017) kan konstateras att de haltnivåerna som föreligger i lakvatten i dag klarar dricksvattenkriterier för samtliga metaller, med undantag av nickel (Tabell 13).

Avseende **miljöstatusen i recipient** visar beräkningar av tolerabla nivåer för lakvattnet (miljöriskbedömning) att recipienten klarar den belastning som orsakas av lakvattnet från Ekbacken, såväl avseende förorenande som gödande ämnen. Genomförd miljöriskbedömningen har med ett konservativt synsätt utgått från en situation där Baggensfjärden har god kemisk och ekologisk status, men där halter av förorenade och gödande ämnen är på nivåer som gör att vattenförekomsten är på gränsen till att drabbas av statusförsämring. Metodiken bedöms ge stora säkerhetsmarginaler jämfört med om beräkning görs utifrån nulägesituationen, där halten ligger längre ifrån närmaste gräns mellan statusklasser och ett större tillskott därmed skulle krävas för att resultera i förändrad klassning.

Med utgångspunkt i miljöriskbedömningen har **riktvärden** upprättats, genom att en nedåtjustering gjorts från beräknat högsta tolerabla tillkommande belastning. Nedåtjusteringen utförde för att säkerställa att riktvärdesnivåerna endast intecknar en mindre andel av den beräknade tolerabla belastningen, och att miljöbelastningen av lakvattnet därmed ej kommer att vara styrande för statusbedömningen av Baggensfjärden.

Vad generellt avser **belastning på recipient i dagsläget** kan konstateras att den externa påverkan av föroreningar endast delvis förklarar den måttliga vattenkvaliteten i Farstaviken. Dominerande effekt har istället den rikliga tillgången på näringsämnen och därmed höga biologiska produktion med efterföljande syrebrist i vattnet. Den rikliga tillgången på näringsämnen beror delvis på så kallad intern belastning, vilket innebär att fosfor i botten på Farstaviken läcker upp till den fria vattenmassan. Den interna belastningen orsakas av syrgasbristen i bottenvattnet och sediment.

Avseende specifikt **belastning av metallföroreningar på Farstaviken** visar sedimentprovtagning att det historiskt har varit det inre av Farstaviken som i mycket hög grad dominerat tillförseln av föroreningar till vattensystemet, medan utsläpp från Ekobacken - av att döma av förekommande halter i sediment – ej haft avgörande roll för den samlade belastningen.

Genomförd riskbedömning visar att de halter som förekommer i lakvatten från Ekbacksdeponin inte utgör någon risk för recipientpåverkan – inte ens i ett framtida scenario där recipientens botten och bottenvatten är fullt syresatt.

Med rådande miljöstatus med syrefria förhållanden i bottenvattnet, bedöms att transport av metaller med lakvatten överhuvudtaget inte kan innebära någon risk för Farstaviken, eftersom metaller bildar svårösliga komplex i sedimentmiljön. Dagens utsläpp av metaller med lakvattnet fastläggs därmed i betydande grad, är inte biotillgänglig och mobiliseras inte upp i fria vattenmassan.

Sett till **historisk belastning** över tid kan konstateras att resultat av tidigare sedimentprovtagning indikerar att i de djupare delarna av Farstaviken sker en succesiv pålagring av renare material över det sediment som håller ett högre föroreningsinnehåll. Detta förhållande är en tydlig indikation om att Farstavikens föroreningsbelastning har minskat över tid.

Rörande **lakvattenflöden** kan man från mätningar från perioden efter att lagningen av lakvattenledningen gjorts (2019-07-15), och fram till 2019-09-30 konstatera att ett totalt flöde om 1'518 m³ har uppmätts, vilket med en direkt interpolering skulle motsvara 7'100 m³ på ett årsbasis, ungefärligt motsvarande ca 0,4% av totala tillflödet till Farstaviken (1,6 miljoner m³). Flödeskattningen är preliminär och bör ses som en överskattning) på grund av att mätperiod är kort och mycket nederbördsrik. För någorlunda säkra skattningar av flödesmängder bedöms att minst två års mätningar erfordras.

Avseende föroreningsinnehåll i lakvattnet kan skillnader förväntas över året, beroende på säsongvariation i flöde såväl som på variationer i föroreningskaraktär i det grundvatten som tränger in i deponin. Också för att utvärdera föroreningsmängder bedöms därmed att mätperiod är för kort för att på ett fullgott sätt kunna göra en utvärdering. Rimligt kan vara att låta en mätperiod vara åtminstone 2 år, vilket skulle motsvara fortsatta mätningar till andra halvan av 2021.

Sluttäckning av deponifastigheten Gustavsberg 1:457, vilken genomfördes 2012–2013, bedöms ha minskat förekommande lakvattenmängd i betydande omfattning. Någon motsvarande tydlig påverkan från sluttäckningen av 1:456, som utfördes 2018, har emellertid inte setts under det cirka år som förflutit sedan täckningen gjordes – ett förhållande som starkt indikerar att full effekt av tätskiktet ännu inte erhållits.

På deponifastigheten Gustavsberg 1:457 syntes effekten från sluttäckning inom ett år avseende flöden av lakvatten, men skillnader i markuppbbyggnad, markkaraktär och närvaro av flödesavskiljande marklager/barriärer gör att responstiden från åtgärd till effekt kan vara betydligt längre för Gustavsberg 1:456. Det bedöms kunna ta flera år innan en sluttäckningsåtgärd i avgörande grad visar sig vad gäller lakvatten. Även ur denna aspekt rekommenderas därmed att flödet av lakvatten utvärderas tidigast andra halvan av 2021.

Utredningens slutsatser kan i övrigt sammanställas i följande punkter:

- > I tidigare riskbedömning (Faveo, 2015) antogs att omsättningen för Farstaviken är cirka 5 år. Beräkningar utförda i föreliggande rapport indikerar att omsättningstiden snarare är 1 – 2 år.
- > Av lakvattenflödet bedöms att mer än 99% utgörs av inträngande grundvatten.
- > Tidigare bedömning av flöden och föroreningar i lakvatten har baserats på missvisande underlag: lakvattnet har i stor utsträckning varit påverkat av ovidkommande vatten som trängt in i lakvattenledningen *nedströms* deponin. Detta gäller samtliga lakvattendata från cirka 2010 fram till 2019-07-15, och därigenom också de uppgifter (halter och mängder) som rapporteras i Årsrapporter 2010–2018.
- > Av de ämnen som, enligt senaste statusklassning, bedöms orsaka att förekomsten inte uppnår god kemisk och ekologisk status är det kadmium, bly, kväve och fosfor som förekommer i lakvattnet från deponin.

För bly och kadmium visar provtagningar att halter i grundvattnet är högre, än vad som finns i deponins lakvatten. Det är att förvänta givet att deponin innehåller gips, vilket höjer pH hos infiltrerande vatten, och därmed skapar förhållanden som är gynnsam för fastläggning av flertalet metaller. Värt att notera är att halterna i grundvatten dessutom underskattas jämfört med dem i lakvattnet, då analys av grundvattenprover föregås av filtrering. Avseende metallföroreningar har Ekbacksdeponin därmed sannolikt en renande effekt på inträngande grundvatten. Deponin bedöms med detta inte försvåra uppnåendet av MKN med avseende på dessa ämnen.

För kväve och fosfor bedöms däremot att deponin bidrar den belastning som sker med lakvattnet. Deponins tillskott av dessa ämnen är emellertid mycket mindre än vad som förekommer i en typisk deponin (Tabell 4), och har med genomförd miljöriskbedömning konstateras vara väsentligen mindre än tolerabla haltnivåer (Tabell 11).

- > Konstruktion av deponins sluttäckning uppfyller med god marginal de krav som finns framställda i deponiförordningen 2001:512. Förordningen föreskriver att perkolation in till avfallet genom tätskiktet ska vara högst 50 l/m², medan Ekbacksdeponin har en teknisk lösning för sluttäckning som medger en bedömd maximal perkolation på ca 1 l/m².

Krav på totalt genererade mängder lakvatten finns emellertid inte för en äldre avslutad deponi. Att totala mängden lakvatten överstiger det som resulterar av ytarealen multiplicerat med 50 l/m² står därmed inte i strid med deponiförordningen.

9 Referenser

- Avfall Sverige (2012) Avfall Sveriges deponihandbok. HANDBOK för DEPONERING som EN DEL AV modern avfallshantering. Rapport D2012:02.
- Envix Nord (2018) Kommentarer till riskbedömningar av Ekobacken Etapp 1 (bergtäkten) och Etapp 2 (tomt 10). PM, dokument-ID R41818:03. 2018-11-01
- Faveo (2015). Lakvattenkaraktisering och miljöriskbedömning. Ekblom, J., Backlund, L., Nilsson, G. Faveo Projektledning AB, 2015-12-30.
- Geosigma (2013) Sluttäckning av deponin vid Ekbacken, Gustavsberg. Oberoende kontroll. GRAP 13073.
- Geosigma (2018) Sluttäckning av Villeroy & Boch Gustavsberg AB deponi på Expansionstomten, Gustavsberg 1:456. Oberoende kontroll. GRAP 19001.
- HaV (2016) Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26
- IVL (2000) Handbok för lakvattenbedömning - Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag. Rapport B 1353/RFV Rapport 00:7, C. Öman et al. Stockholm, april 2000.
- IVL (2010) Bottenundersökningar i Upplands, Stockholms, Södermanlands och Östergötlands skärgårdar 2008-2009. Återbesök i 1990-talets studieområden. Rapport B1928
- Liljemark Consulting (2018) PM Kontrollprovtagning av badvatten Farstaviken, 2018.

- Livsmedelsverket (2017)
Livsmedelsverkets föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten. Livsmedelsverkets författningssamling LIVSFS 2017:2 (H 90)
- Lücke, J. (2013). Undersökning i Stockholms Skärgård 2012 – vattenkemi, plankton och bottenfauna.
- Lücke, J. (2014). Undersökning i Stockholms Skärgård 2013 – vattenkemi, plankton och bottenfauna.
- Lücke, J. (2015). Undersökning i Stockholms Skärgård 2014 – vattenkemi, plankton och bottenfauna.
- Lücke, J. (2016). Undersökning i Stockholms Skärgård 2015 – vattenkemi, plankton och bottenfauna.
- Lücke, J. (2017). Undersökning i Stockholms Skärgård 2016 – vattenkemi, plankton och bottenfauna.
- Lücke, J. (2018). Undersökning i Stockholms Skärgård 2017 – vattenkemi, plankton och bottenfauna.
- Lücke, J. (2019). Undersökning i Stockholms Skärgård 2018 – vattenkemi, plankton och bottenfauna.
- Länsstyrelsen Stockholms län (2019)
Sulfidförekomst i jord- och bergmaterial och MKN. Johannes Knulst, Enheten för miljöanalys. 13 november 2019. PPT-presentation.
<http://www.miljosamverkanstockholm.se/web/page.aspx?refid=595&hlt=milj%c3%b6chef>
Senast besökt 2019-11-18.
- Naturvårdsverket. (1999)
Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918.
- Naturvårdsverket. (2004)
Deponering av avfall, Handbok 2004:2. Handbok med allmänna råd 2004:2.
- Naturvårdsverket. (2008)
Lakvatten från deponier, FAKTA 8306.
- SGF (1999)
Tätskikt i mark. SGF rapport 1:99.

- Stockholms Läns Landsting (2009)
Regionplane- och trafikkontoret. Regionala dagvattennätverket i Stockholms län. Riktvärdesgruppen. Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Februari 2009.
- SVOA, Stockholm Vatten och Avfall (1999)
Undersökningar i Stockholms skärgård 1999. [Rekonstruerad extrautgåva]
- SVOA, Stockholm Vatten och Avfall (2010).
Bilaga 2. Undersökningar i Stockholms skärgård 2009.
- SWECO (2001) Miljöteknisk undersökning av bottensediment, vattenkvalitet och biologiska parametrar
- Tyréns (2008) Miljökonsekvensbeskrivning tillhörande tillståndsansökning för anläggande av VVS-fabrik på Ekbackstippen, Gustavsberg, Värmdö kommun.
- Tyréns (2018) Bergutredning Gustavsberg. PM.
- Vattenfall Heat Nordic (2012)
Miljörapport Ekbacken Värmeverk. Årsrapport 2011.
- Värmdö kommun (2012)
Dagvattenpolicy för Värmdö kommun.
- WSP (2018).
Hydrogeologiskt PM Ekbackens deponi, Gustavsberg. WSP Sverige AB/Johan Sandberg 2018-10-25.
- Xema Consult (2011) Kontaminanter i marina bottensediment vid marinor och varvsverksamhet i Värmdö kommun.
- Öberg (2001) Assessment of Sediment Contaminants from Ceramic Production, a Case Study of Farstaviken

Webbkällor/databaser

- Länsstyrelserna, VISS <https://viss.lansstyrelsen.se/>
senast besökt 2019-11-12.
- SMHI, vattenwebb. <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>.
senast besökt 2019-11-12.

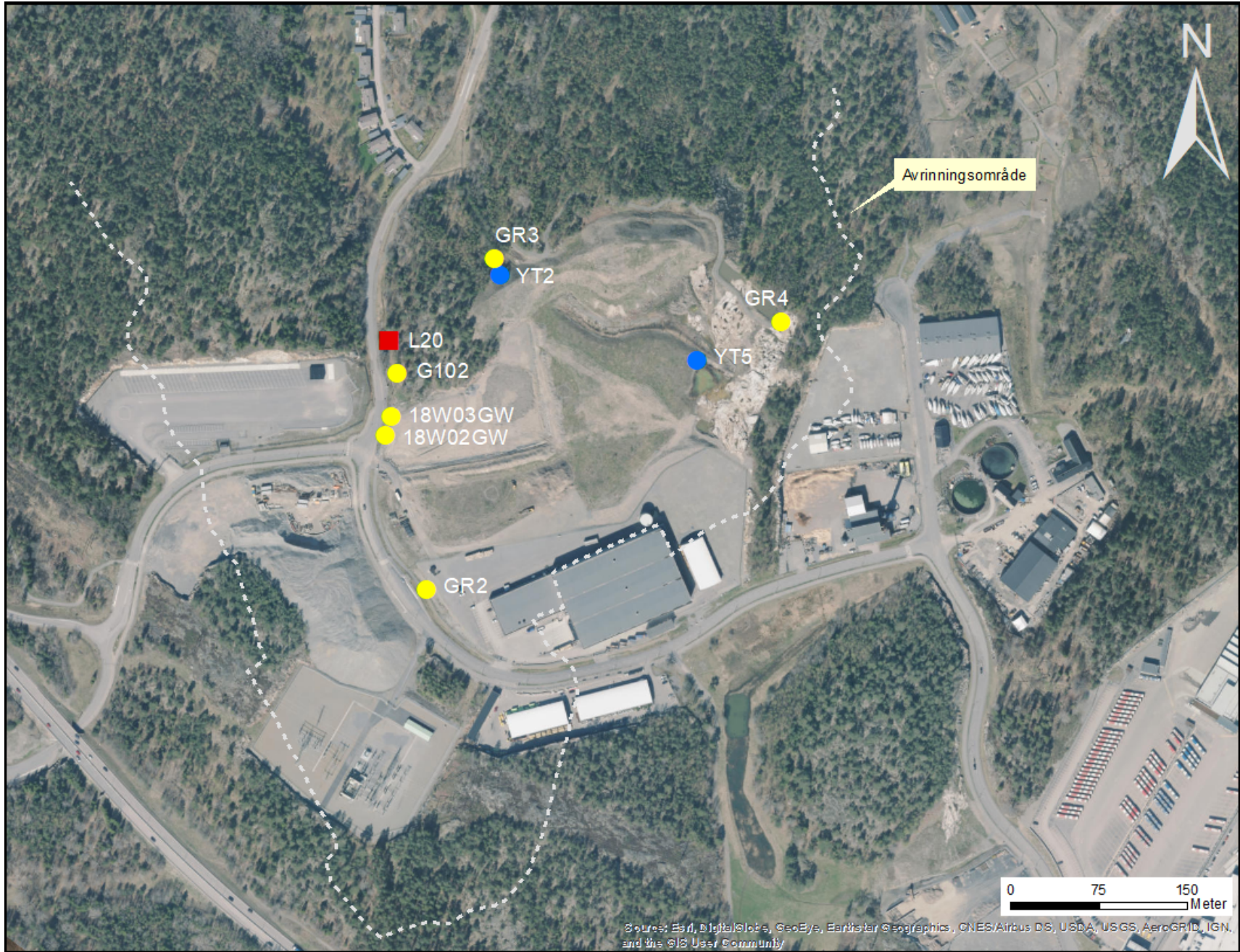
Bilagor

- 1) Orienterande översikt, med mätpunkter i kontrollprogram för Ekbacksdeponin

- 2) Historisk utveckling av föroreningshalter.
Figur 1. Arsenik (As), Barium (Ba), Bly (Pb), Kadmium (Cd), Krom (Cr) och Vanadin (V). (ug/l).
Figur 2. Kobolt (Co), Koppar (Cu), Nickel (Ni), Zink (Zn) (ug/l).
Figur 3. Aluminium och strontrium (ug/l).
Figur 4. Totalkväve (mg/l)
Figur 5. TOC och Konduktivitet.
Figur 6. pH
Figur 7. Kalcium (Ca), Sulfat och Klorid (Cl-).

Bilaga 1

Mätpunkter i kontrollprogram Ekbackstippen



Bilaga 2

Historisk utveckling av föroreningshalter

*Figur 1. Arsenik (As), Barium (Ba), Bly (Pb),
Kadmium (Cd), Krom (Cr) och Vanadin (V). (ug/l).*

*Figur 2. Kobolt (Co), Koppar (Cu), Nickel (Ni),
Zink (Zn) (ug/l).*

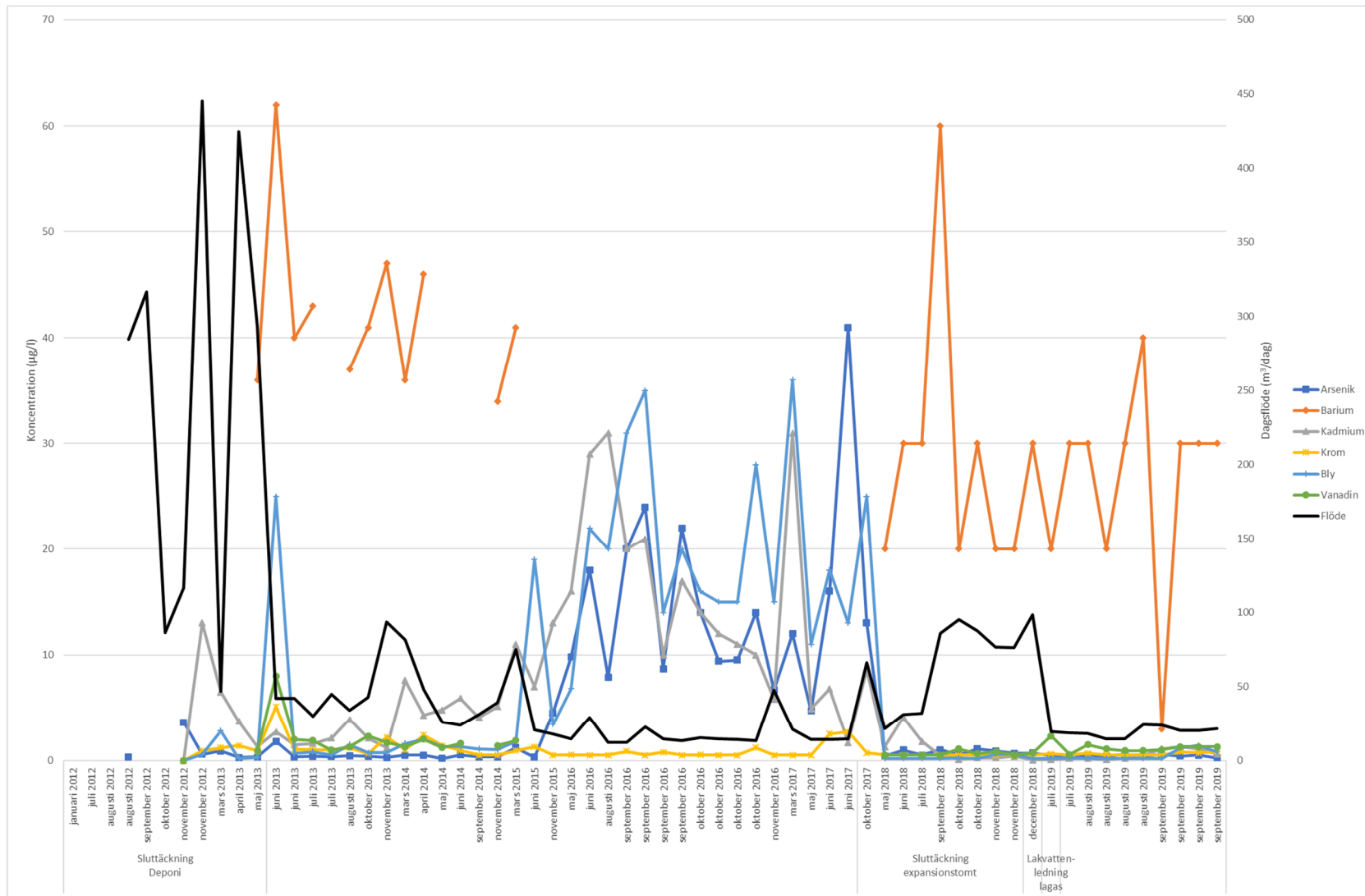
Figur 3. Aluminium och strontrium (ug/l).

*Figur 4. Totalkväve, ammoniumkväve, totalfosfor
TOC (mg/l)*

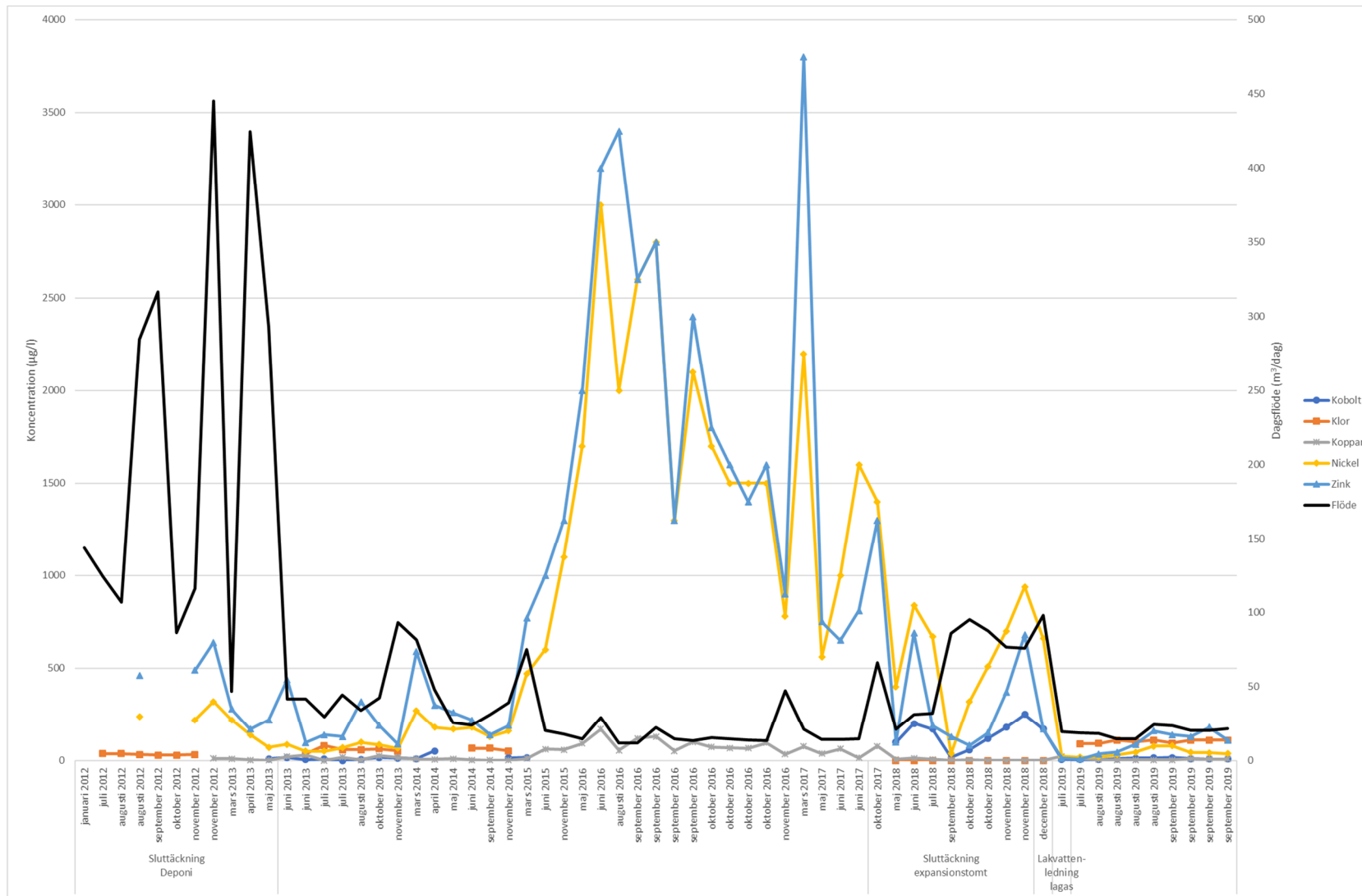
Figur 5. Konduktivitet.

Figur 6. pH

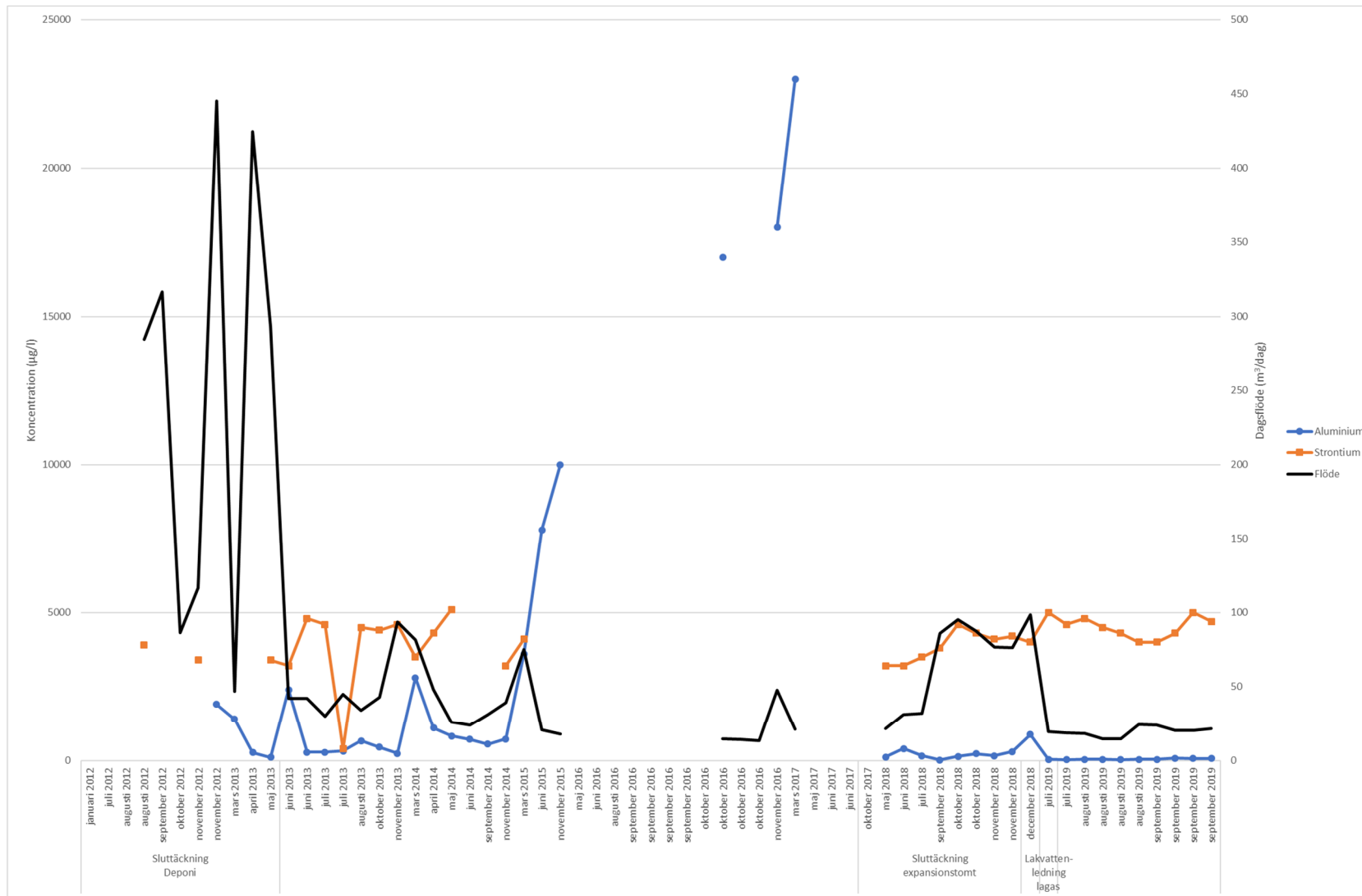
Figur 7. Kalcium (Ca), Sulfat och Klorid (Cl-).



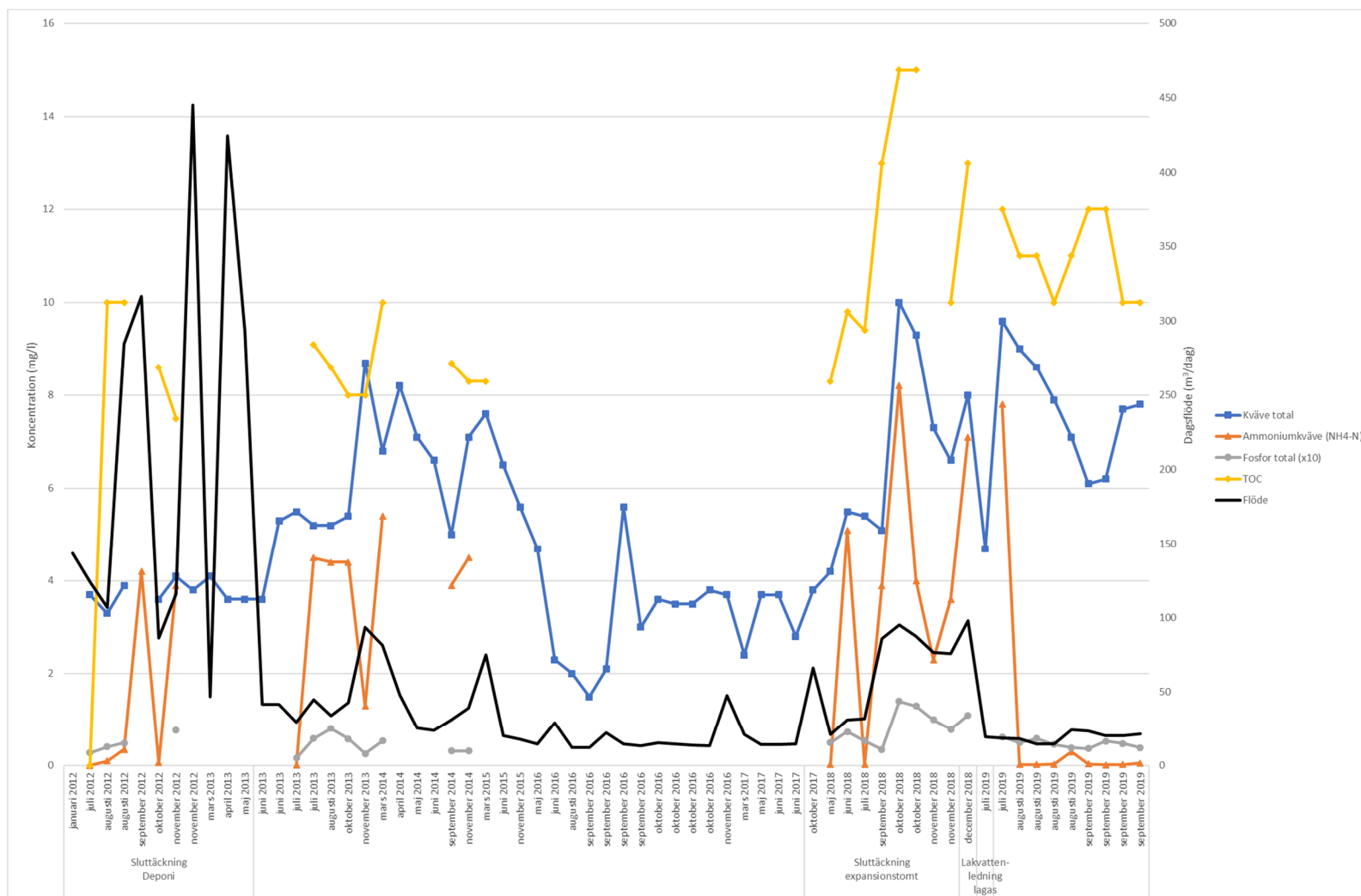
Figur 1. Arsenik (As), Barium (Ba), Bly (Pb), Kadmium (Cd), Krom (Cr) och Vanadin (V). (µg/l). Flöden i m³/dygn.



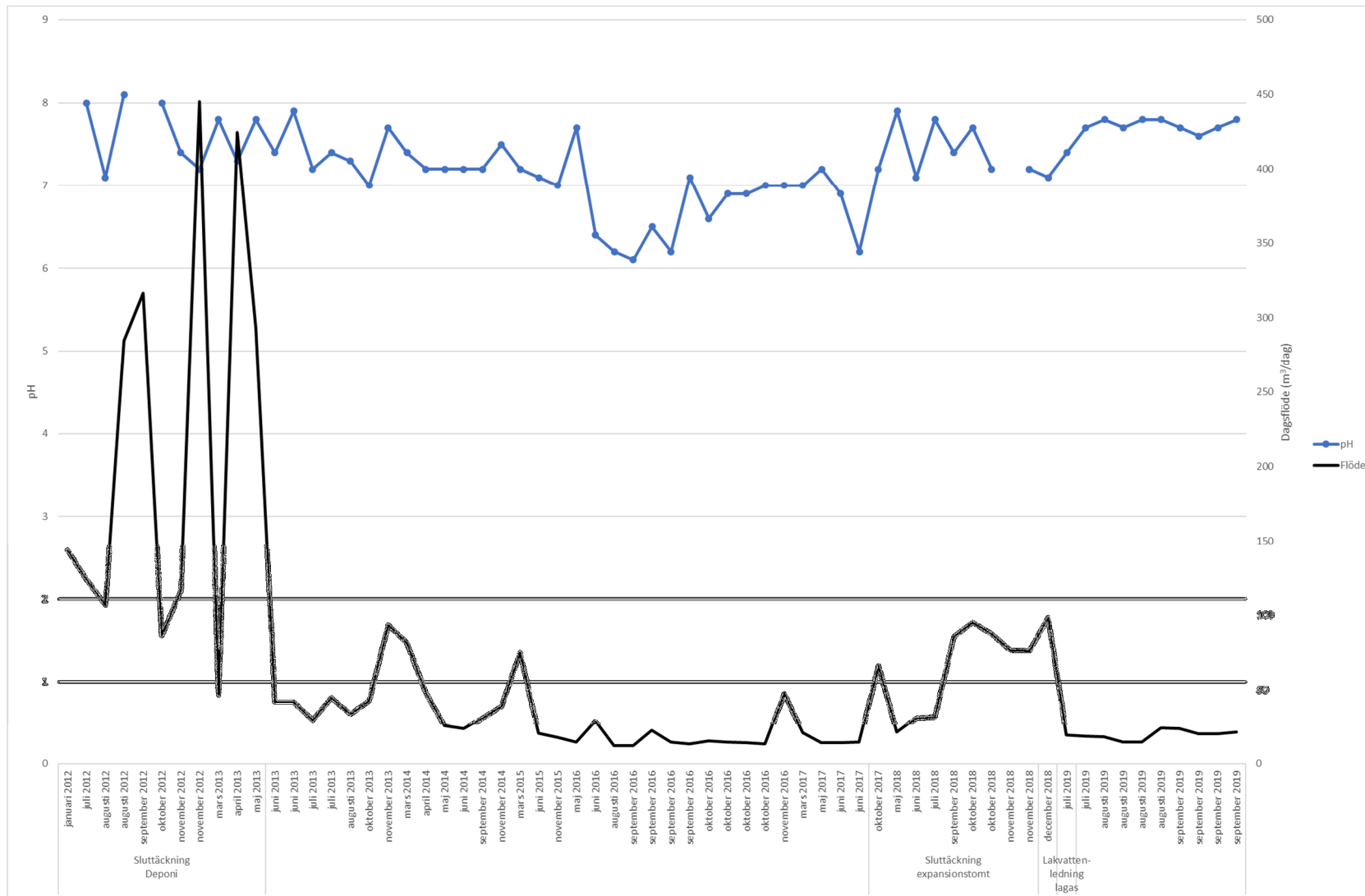
Figur 2. Kobolt (Co), Koppars (Cu), Nickel (Ni), Zink (Zn) (µg/l). Flöden i m³/dygn.



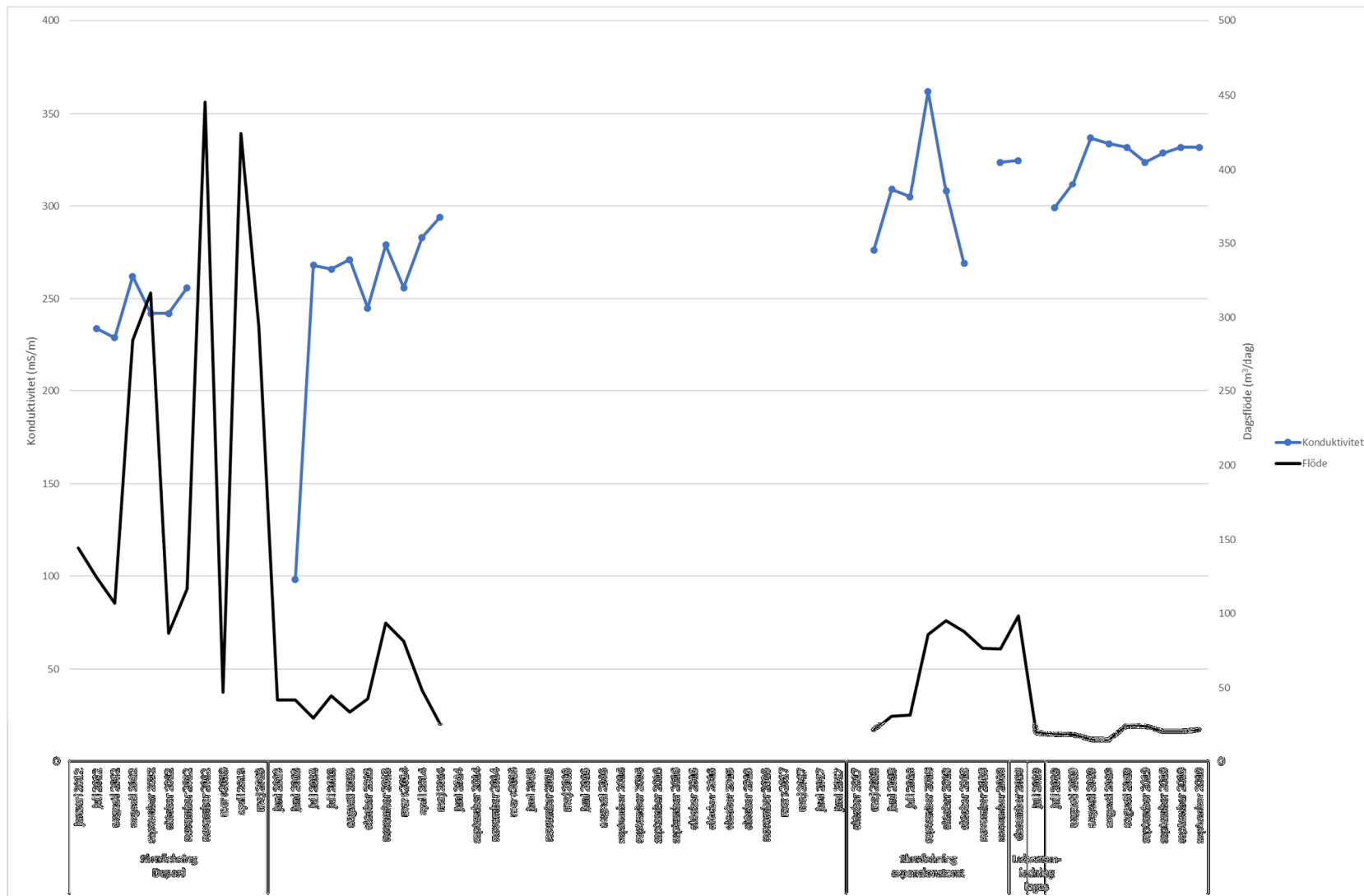
Figur 3 Aluminium och strontrium (ug/l). Flöden i m³/dygn.



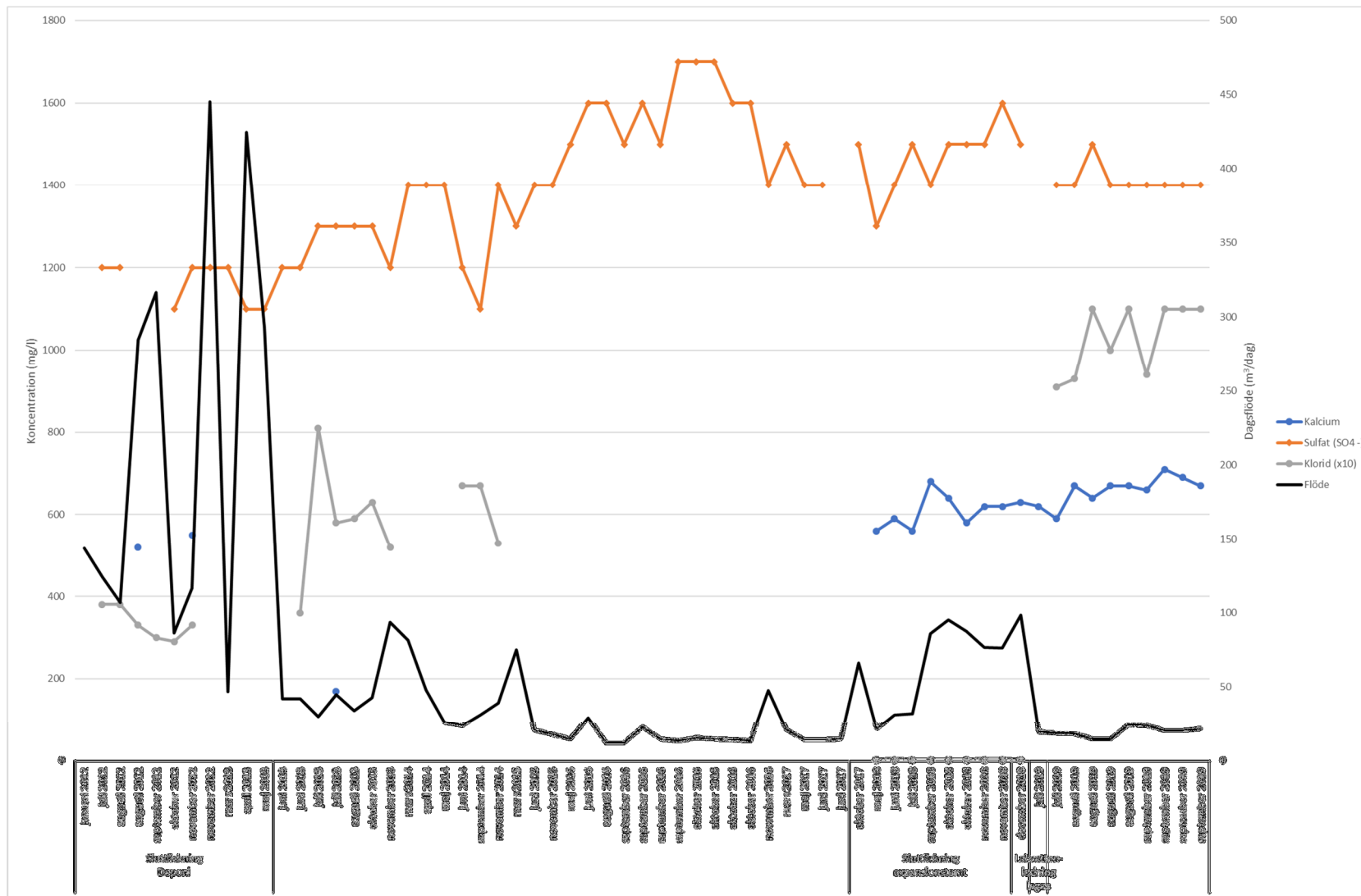
Figur 4. Totalkväve, NH4-kväve, Totalfosfor och TOC. Observera att halten totalfosfor är multiplicerad med 10. (mg/l). Flöden i m³/dygn.



Figur 5. pH. Flöden i m³/dygn.



Figur 6. Konduktivitet (mS/m). Flöden i m³/dygn.



Figur 7. Kalcium, Sulfat och Klorid. Observera att halten klorid är multiplicerad med 10. Flöden i m³/dygn, halter i mg/l.