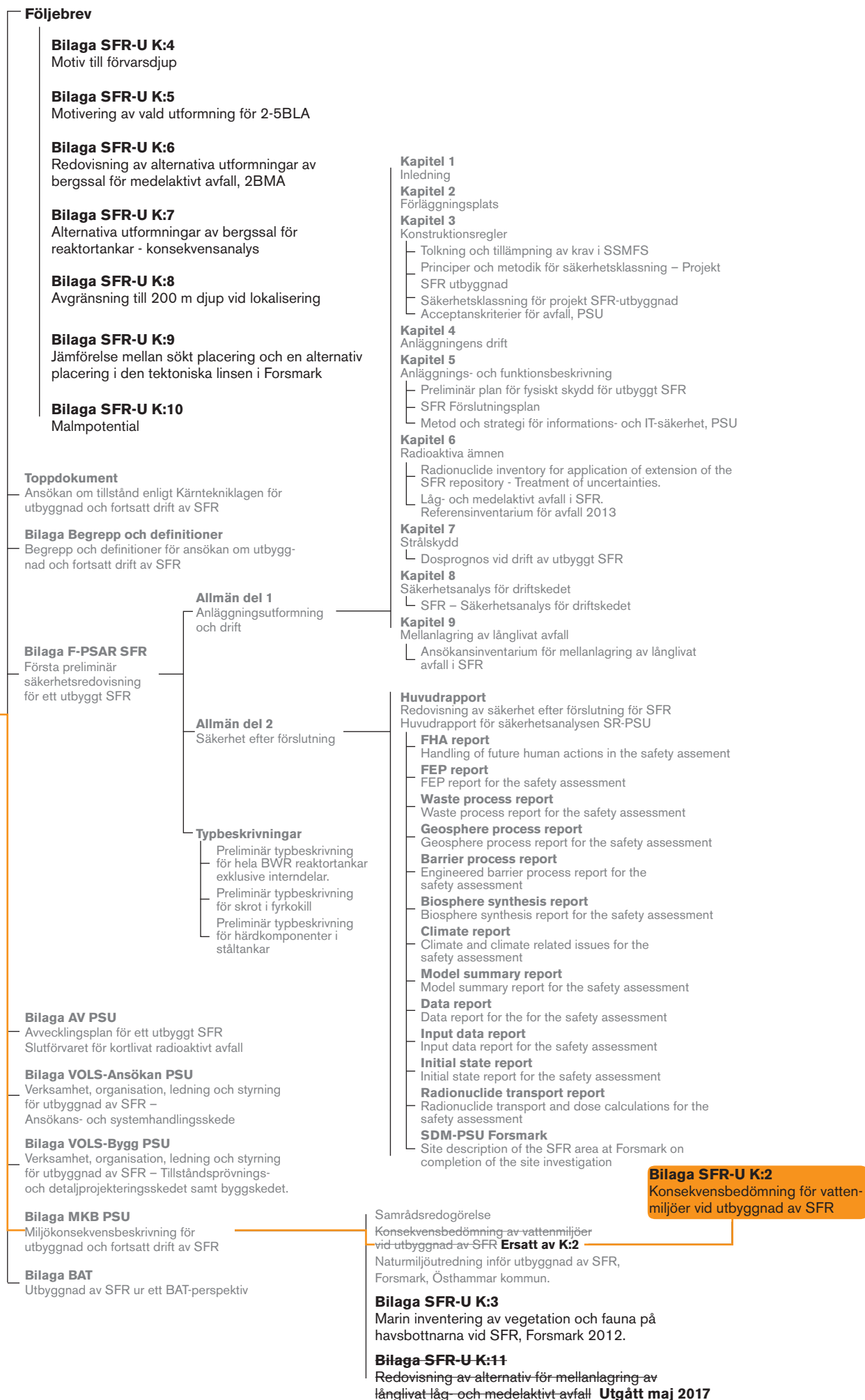


Ansökan om tillstånd enligt kärntekniklagen – komplettering juli 2016





DokumentID
1536410, (1.0 Godkänt)
Reg nr

Sekretess
Öppen
Dokumenttyp
Rapport

Sida
1(80)

Författare
2016-03-18 Olle Hjerne
Mats Tröjbom
Sofie Tunbrant

Kvalitetssäkring
2016-07-01 Sanna Nyström (Kvalitetsgranskning)
2016-07-01 Peter Larsson (Godkänd)
Kommentar
Granskning har skett enligt granskningsprotokoll SKBdoc 1549661

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Detta dokument ersätter *Konsekvensbedömning av vattenmiljöer. Utbyggnad SFR* (SKBdoc 1371817) som var en referens till MKB:n som bifogades ansökningarna om tillstånd för utbyggnad och fortsatt drift av SFR i december 2014.

Sammanfattning

Befintligt slutförvar för kortlivat låg- och medelaktivt avfall (SFR), behöver byggas ut för att rymma avfallet från rivningen av de kärntekniska anläggningarna. Själva utbyggnaden innefattar bland annat sprängning och hantering av bergmassor. På grund av spill vid handhavandet av sprängämne eller ofullständig detonering frigörs oorganiskt kväve i form av ammonium och nitrat. En del av det frigjorda kvävet löser sig i länshållningsvatten och en del följer med sprängstensmassorna upp till ytan. Med anledning av frågor som ställts inom ramen för tillståndsprövningen enligt miljöbalken för utbyggnaden av SFR, kompletterar SKB beräkningarna för spridning av det frigjorda oorganiska kvävet samt påverkan och konsekvenser av tillskottet i närliggande kustvattenmiljöer.

Särskilt beaktas påverkan av ytterligare kvävebelastning på Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga samt konsekvenserna för vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden i förhållande till relevanta miljö kvalitetsnormer (MKN) och lokala förutsättningar. På en övergripande nivå belyses även konsekvenserna i förhållande till relevanta nationella miljö kvalitetsmål.

SKB planerar även för att uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. De inledande bergarbetena kan komma att pågå samtidigt med utbyggnaden av SFR. Därför ligger huvudfokus av rapporten på att belysa potentiella kumulativa effekter av största tänkbara utsläpp av kväve till kustvattenmiljöerna i Forsmark från SKB:s verksamheter.

Beskrivning av miljöförhållanden

Fokus i beskrivningen av miljöförhållandena i vattenområdena ligger på närsalterna kväve och fosfor. Under vinterhalvåret är tillväxten ljusbegränsad, vilket gör att inte alla närsalter i vattnet kan nyttjas av producenterna och närsaltskoncentrationerna i vattnet ökar. Under sommarhalvåret när ljusstillgången är stor, blir kväve och/eller fosfor en bristvara och begränsar produktionen av växtplankton och bottenvegetation. Det är bara när kväve är begränsande för produktionen som lokala övergödningseffekter av ett kväveutsläpp är möjliga.

Vattenområdena utanför Forsmark karaktäriseras av öppna fjärdar mot havet och relativt smala skärgårdar. Forsmark tillhör vattenförekomsten Öregrundsgrepen (SE603000-181500), som har en stor vattenomsättning med genomsnittlig omsättningstid på cirka 20 dagar. Kväve tillförs Öregrundsgrepen från flera befintliga källor, till exempel punktkällor direkt till vattenrecipienten (bland annat avloppsreningsverk), diffusa källor, som kan vara av både antropogent ursprung eller mer eller mindre naturliga samt via nederbörd och nedfall från källor långt bort. Från omgivande landområden tillförs kväve genom avrinningen direkt eller via större vattendrag. Areella näringar, som jordbruk och skogsbruk, bidrar i hög grad till kväveläckage. I Öregrundsgrepen utgör även vattenutbytet med det omgivande Bottenhavet en mycket stor kvävekälla, eftersom Östersjön som helhet innehåller stora mängder kväve. Övergödningen av Sveriges kuster och omgivande hav är sedan lång tid ett av de stora miljöproblemen, speciellt är egentliga Östersjön påverkat.

Utöver en säsongsvariation och en rumslig variation av närsaltshalter, finns även en naturlig mellanårsvariation som speglar till exempel växlingar i klimat. Den naturliga variationen i Öregrundsgrepen är stor i förhållande till tillkommande utsläpp av kväve, vilket kan göra det svårt att upptäcka eventuella effekter av utsläppen från SKB:s verksamhet.

Tillkommande kväve, spridningsberäkningar och partikelspårning

Vid användning av sprängmedel och sprängning frigörs kväve bland annat i form av ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) som löser sig i vattnet eller fastnar på sprängstensmassorna. Utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret medför utsläpp av kväve till vattenområden via länshållningsvatten och spillvatten samt från utfyllnad av vattenområden och via lakvatten från bergupplag. Lakvatten och spillvattnet renas i FKA:s avloppsreningsverk, som kommer att anpassas med målsättningen att uppnå en 90-procentig reningsgrad avseende kväve i stället för dagens cirka 40 %.

Beroende på när utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret påbörjas, kommer utsläppen av kväve från respektive verksamhet att sammanfalla på olika sätt och ge upphov till olika totala utsläpp *enskilda år*. Den kumulativa konsekvensbedömningen av kväveutsläppen utgår från två olika scenarier, maxscenariot som representerar det enskilda år då kombination av startår ger maximalt utsläpp och utfyllnadsscenario som representerar det år där utfyllnaderna vid SFR är som störst i kombination med maximala utsläpp från Kärnbränsleförvaret. Maxscenariot ger ett utsläpp på sammanlagt 20,5 ton kväve till vattenrecipienten och utfyllnadsscenario 17,5 ton, om allt kväve antas lakas ur sprängstensmassorna samma år som berget bryts. Utsläppen av kväve har generaliserats till sex utsläppspunkter.

Haltförhöjningen i recipienten har beräknats med hjälp av en tredimensionell hydrodynamisk strömningsmodell för Öregrundsgrepen. Modellen tar bland annat hänsyn till densitetsskiktning på grund av temperatur och salthalt, densitetsdriven strömning, vindens drivning på ytan, strömning orsakad av vattenståndsvariationer samt tillflöden från land. Varje utsläppspunkt modelleras individuellt och summeras i efterhand i önskade kombinationer. Resultaten från beräkningarna ger en överskattning av halterna av kväve, eftersom modellen inte tar hänsyn till varken att det sker ett upptag av kväve i bottenvegetation utefter strömningsvägarna, att kväve fastläggs i bottensediment eller avgår i gasform till atmosfären.

Den hydrodynamiska strömningsmodellen kombinerades med en partikelspårningsmodell. Resultaten från partikelspårningen ger information om var partiklar från respektive utsläppspunkt, befinner sig vid ett givet tillfälle. Därigenom kan analyser göras av hur stor del av partiklarna (kvävet) som passerar till exempel ett Natura 2000-område, hur lång tid transporten till området tar och hur länge partiklarna stannar i området. Dessa uppgifter används för att uppskatta hur stora mängder kväve som skulle kunna fastläggas utmed spridningsvägarna.

Sammanfattande bedömning av konsekvenser

Utbyggnaden av SFR i Forsmark kommer att ge upphov till utsläpp av kväve via länshållningsvatten (efter olje- och slamavskiljning), renat lakvatten och renat spillvatten. Under byggskedet kan även utfyllnad av land- och vattenmiljöer ge upphov till utsläpp av kväve till vatten. Under det tre år långa byggskedet för utbyggnaden av SFR och givet försiktiga antaganden kan upp till 30 ton kväve (9 ton år 1, 12 ton år 2 och 9 ton år 3) tillföras recipienten.

Alla antaganden som gjorts för indata till modelleringar är försiktiga, vilket leder till att resultaten från beräkningarna av påverkan och effekter blir överskattade. Det i sin tur medför att de bedömda konsekvenserna också blir överskattade. Det finns goda skäl att – med hänsyn till produktutveckling och platsegenskaper (relativt torrt berg) samt med tydliga rutiner för sprängningsarbeten, tro att det är möjligt att halvera de kväveutsläpp som antagits och att konsekvenserna blir mindre än vad som anges här.

Det är även värt att notera att övriga tillskott av kväve till aktuella vattenförekomster, från till exempel jordbruks- och skogsmark, är mångfaldigt större än tillskotten från SKB:s verksamhet.

Miljö kvalitetsnormer (MKN)

Utsläppen av kväve från utbyggnaden av SFR bedöms sommartid år 2, kunna orsaka haltförhöjningar av totalkväve i vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden på som mest 1 mikrogram per liter ($\mu\text{g/l}$), vilket motsvarar en haltförhöjning på cirka 0,4 % över rådande bakgrundshalt. Tillförseln av oorganiskt kväve kommer att medföra att produktionen av bland annat växtplankton ökar, vilket beräknas medföra förhöjda klorofyllhalter på i storleksordningen 0,05 $\mu\text{g/l}$ eller 2 % över rådande bakgrund.

Om uppförandet av Kärnbränsleförvaret sammanfaller med utbyggnaden av SFR (kumulativa effekter) förväntas haltförhöjningarna som mest fördubblas. För ljusförhållandena (siktdjup) bedöms förändringarna bli mindre än för klorofyll A, medan konsekvenser för bottenfauna är mer svårbedömda.

Sammanfattningsvis bedöms det inte föreligga någon risk för att någon tillämplig kvalitetsfaktor ska försämrats till en lägre klass eller att miljö kvalitetsnormen inte kan följas. I sammanhanget ska också påpekas att påverkan från utbyggnaden av SFR är temporär (3 år).

Natura 2000-områden

Mycket tyder på att endast en liten del av kvävet från utsläppen kommer att påverka Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga, i synnerhet de skyddsvärda habitaterna i de grunda och skyddade inre delarna. Dels passerar inte allt kväve Natura 2000-områdena, dels tar det i genomsnitt drygt två veckor för kvävet att transporteras till områdena medan uppehållstiden där endast är något enstaka dygn. Det mesta av kvävet kommer därför antingen att fastna i bottenvegetationen innan det når områdena eller inte hinna tas upp i områdena innan det transporteras vidare.

Även med ett försiktigt antagande om kväveupptaget i bottenvegetationen, det vill säga att upptaget antas vara betydligt mindre effektivt *på vägen till*, jämfört med *i* Natura 2000-områdena, kommer endast en mindre del av kvävet att tas upp av bottenvegetationen inom Natura 2000- områdena.

De kumulativa effekterna av utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret skulle kunna resultera i att cirka 5 respektive 2 % av de totala årliga kväveutsläppen når Skaten-Rångsen respektive Kallriga. Under året med störst utsläpp motsvarar det 400 kilo respektive 160 kilo kväve, vilket utgör 3 respektive 8 % av kväveinnehållet i den snabbväxande bottenvegetationen i områdena. Detta indikerar att påverkan av kväveutsläppen skulle bli mycket begränsade i Natura 2000-områdena och eventuella konsekvenser bedöms som marginella.

De flesta typiska arter av bottenvegetation som observerats i Skaten-Rångsen förekommer även i den betydligt mer övergödda Kallrigafjärden (de yttre delarna av fjärden tillhör Kallriga Natura 2000-området) och övriga arter anses inte vara kvävekänsliga. Bedömningen är därför att de temporära kväveutsläppen från SKB:s verksamheter, inte på ett betydande sätt kan påverka de typiska arterna i Natura 2000-områdena.

Effekter nära utsläppspunkterna

De största effekterna av kväveutsläppen kommer att uppstå nära utsläppspunkterna vid Stora Asphällan. Uppskattningsvis blir den maximala ökningen av klorofyllkoncentrationerna omkring 50 % i upp till en kilometer från utsläppspunkterna. Snabbväxande fintrådiga alger skulle kunna öka i området och i så fall skulle bottenvegetationens artsammansättning påverkas. En mer omfattande förlust av bottenvegetation är inte trolig och en återhämtning är sannolik efter att byggskedet av utbyggnaden av SFR avslutats.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Höga ammoniumhalter (som beroende på pH och salthalt omvandlas till *ammoniak*) kan vara toxiskt för bland annat fisk. Bedömningen är att ammoniakhalter i närheten av referensvärdet för ammoniak enligt miljö kvalitetsnormen för ekologisk status, skulle kunna uppstå mycket lokalt (mindre än 0,01 km²) runt utsläppspunkterna, men att det då finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika dessa halter genom korta förflyttningar inom området.

Effekter på fiske

De grunda vikar runt Stora Asphällan som kommer att fyllas ut omfattar totalt 45 000 m². Dessa vikar innehåller naturvärden i form av bottenvegetation som kan utgöra lek- och födosöksområden för fisk. Den habitatförlust som eventuellt uppstår lokalt skulle därför kunna ha en negativ effekt på fiskproduktionen. Den grumling som uppstår i samband med utfyllnadsarbetena kommer att minimeras med hjälp av så kallade siltgardiner, som placeras utanför utfyllnaderna.

Innehållsförteckning

1	Inledning	7
2	Nuvarande och planerade verksamheter i Forsmark	9
2.1	SFR och planerad utbyggnad	9
2.2	Övriga verksamheter	11
3	Platsen och miljöförhållanden i vattenområdena.....	14
3.1	Områdesbeskrivning och geografiska avgränsningar	14
3.2	Ytvattenhalter av kväve och fosfor	19
3.3	Källor till kväve i Forsmarksområdet.....	26
3.4	Halter av övriga ämnen	28
4	Utsläpp av kväve från SKB:s verksamhet	30
4.1	Kvävet ursprung.....	30
4.2	Antaganden för beräkningar	30
4.3	Kvävekällor – utbyggnaden av SFR.....	31
4.4	Kvävekällor – uppförandet av Kärnbränsleförvaret	32
4.5	FKA:s avloppsreningsverk	32
4.6	Sammanlagda utsläpp av kväve	33
4.7	Haltförhöjning, spridning och transport	36
5	Ekologiska effekter av tillfört kväve.....	45
5.1	Kvävet funktion, kretslopp och problematik	45
5.2	Effekter på vattenkvalitet	47
5.3	Effekter på djupa bottenar	49
5.4	Effekter på grunda bottenar.....	50
5.5	Övriga övergödningseffekter.....	55
5.6	Ekologiska effekter av SFR-utbyggnaden.....	56
6	Övriga effekter på vattenmiljöer från utbyggnaden av SFR	57
6.1	Utfyllnad av vattenområde	57
6.2	Toxiska effekter av ammonium/ammoniak.....	59
6.3	Utsläpp av övriga ämnen.....	63
6.4	Miljörisker.....	65
7	Konsekvensbedömning	66
7.1	Miljökvalitetsmål	66
7.2	Miljökvalitetsnormer.....	67
7.3	Natura 2000.....	72
7.4	Särskilda bestämmelser om vattenverksamhet.....	73
7.5	Lokala effekter vid utsläppspunkterna	73
7.6	Specifika konsekvenser av utsläppen från SFR.....	74
8	Möjliga åtgärder för minskad kvävepåverkan.....	75
8.1	Möjliga skyddsåtgärder	75
8.2	Avvägningar	76

1 Inledning

I Slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall (SFR) i Forsmark slutförvaras det kortlivade låg- och medelaktiva driftavfallet från de svenska kärntekniska anläggningarna. Anläggningen ägs av SKB och har varit i drift sedan 1988. SFR behöver byggas ut för att kunna ta emot kortlivat låg- och medelaktivt rivningsavfall från de kärntekniska anläggningarna. I slutet av 2014 lämnade SKB in ansökningar om tillstånd enligt miljöbalken och kärntekniklagen för att utöka lagringskapaciteten.

Själva utbyggnaden innefattar bland annat sprängning och hantering av bergmassor. Vid sprängning frigörs kväve som kvävgas som försvinner via ventilationen. På grund av spill vid hanteringen av sprängämne eller ofullständig detonering frigörs oorganiskt kväve i form av ammonium och nitrat. En del av det oorganiska kvävet löser sig i läns hållningsvatten och lakvatten och en del följer med sprängstensmassorna upp till ytan. Med anledning av frågor som ställts inom ramen för tillståndsprövningen enligt miljöbalken för utbyggnaden av SFR, kompletterar SKB beskrivningen av uppkomsten av dessa kväveföroreningar i samband med sprängning av berg, beräkningarna för spridning av dessa samt effekter och konsekvenser i närliggande kustvattenmiljöer. Särskilt beaktas effekter av ytterligare kvävebelastning på Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga samt konsekvenserna för vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden i förhållande till lokala förutsättningar och relevanta miljö kvalitetsnormer (MKN). På en övergripande nivå belyses även konsekvenserna i förhållande till relevanta nationella miljö kvalitetsmål.

Näringsämnen i form av kväve och fosfor finns naturligt i miljön, men när extra näringsämnen tillförs vattnet på grund av mänskliga aktiviteter kan problem med övergödning uppstå. Övergödningen av Sveriges kuster och omgivande hav är sedan lång tid ett av de stora miljöproblemen, speciellt är egentliga Östersjön påverkat. Den har bland annat gett upphov till försämrade vattenkvalitet i form av grumligt vatten med minskat siktdjup, syrefria bottenar och omfattande blomningar av alger och cyanobakterier. Trots att stora ansträngningar gjorts under de senaste decennierna för att begränsa utsläppen av näringsämnen, både i Sverige och i andra länder, finns problemen kvar.

År 2011 ansökte SKB om tillstånd enligt miljöbalken och kärntekniklagen till att uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. Uppförandet av Kärnbränsleförvaret innefattar också sprängning och hantering av bergmassor. Enligt rådande tidsplaner (juni 2016) kommer uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR att pågå samtidigt. Beräkningarna för spridning av kväveföroreningar samt bedömning av effekter och konsekvenser i närliggande kustvattenmiljöer omfattar både utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret i Forsmark och ett av syftena med rapporten är att särskilt belysa potentiella kumulativa effekter och konsekvenser.

I kapitel 2 beskrivs SKB:s planerade utbyggnad av SFR och övriga verksamheter på platsen som kan påverka vattenmiljöerna i Forsmarksområdet. En beskrivning av Forsmarksområdet och miljöförhållandena i vattenområdena ges i kapitel 3, tillsammans med en bild av de processer som styr och påverkar kvävehalterna i vattnen.

Resultaten av beräkningarna av tillkommande kväve från SKB:s verksamheter, utsläppspunkterna i recipienten och effekterna av utsläppen i form av haltförhöjningar sammanfattas i kapitel 4. I kapitel 5 finns en kort beskrivning av kvävet funktion, kretslopp och problematik. Därefter diskuteras de ekologiska effekterna av tillfört kväve, både de kumulativa effekterna och bidraget från utbyggnaden av SFR. Utsläpp och effekter av övriga ämnen i samband med utbyggnaden av SFR och miljörisiker som kan påverka vattenmiljöerna redovisas i kapitel 6.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Bedömningen av konsekvenser i den marina miljön av tillkommande kväve presenteras i kapitel 8. Avslutningsvis – i kapitel 9 nämns några möjligheter till ytterligare åtgärder för minskad kvävebelastning

I MKB-sammanhang används ofta termerna påverkan, effekt och konsekvens. Med utsläpp av kväve som exempel, används i denna rapport *påverkan* för själva utsläppet. Med *effekt* avses haltförhöjningen recipienten och *konsekvens* används i samband med bedömning av påverkan på värden som skyddas genom miljölagstiftningen. Redan av ovanstående framgår att det är svårt att entydligt definiera termerna, men det torde framgå av sammanhanget vad som avses.

Detta dokument ersätter Konsekvensbedömning av vattenmiljöer. Utbyggnad SFR (SKBdoc 1371817) som var en referens till MKB:n som bifogades ansökningarna om tillstånd för utbyggnad och fortsatt drift av SFR som lämnades in i december 2014.

2 Nuvarande och planerade verksamheter i Forsmark

I det här kapitlet beskrivs SKB:s planerade utbyggnad av SFR och övriga verksamheter på platsen som kan påverka vattenmiljöerna i Forsmarksområdet.

2.1 SFR och planerad utbyggnad

SFR ligger inom Forsmarks industriområde i Östhammars kommun i norra Uppland. Den befintliga SFR-anläggningen består av en del på markytan och en underjordsdel. Två parallella tillfartstunnlar ansluter anläggningsdelen på markytan till underjordsdelen, som är belägen 60–140 meter under havsbotten. Slutförvaringen av det radioaktiva avfallet sker i fyra bergsalar och en silo belägna i underjordsdelen. Utbyggnaden kommer att utgöras av sex bergsalar som förläggas på 120–140 meters djup. En ny tillfartstunnel, som ansluter till både utbyggnaden och till befintligt SFR, kommer att anläggas.



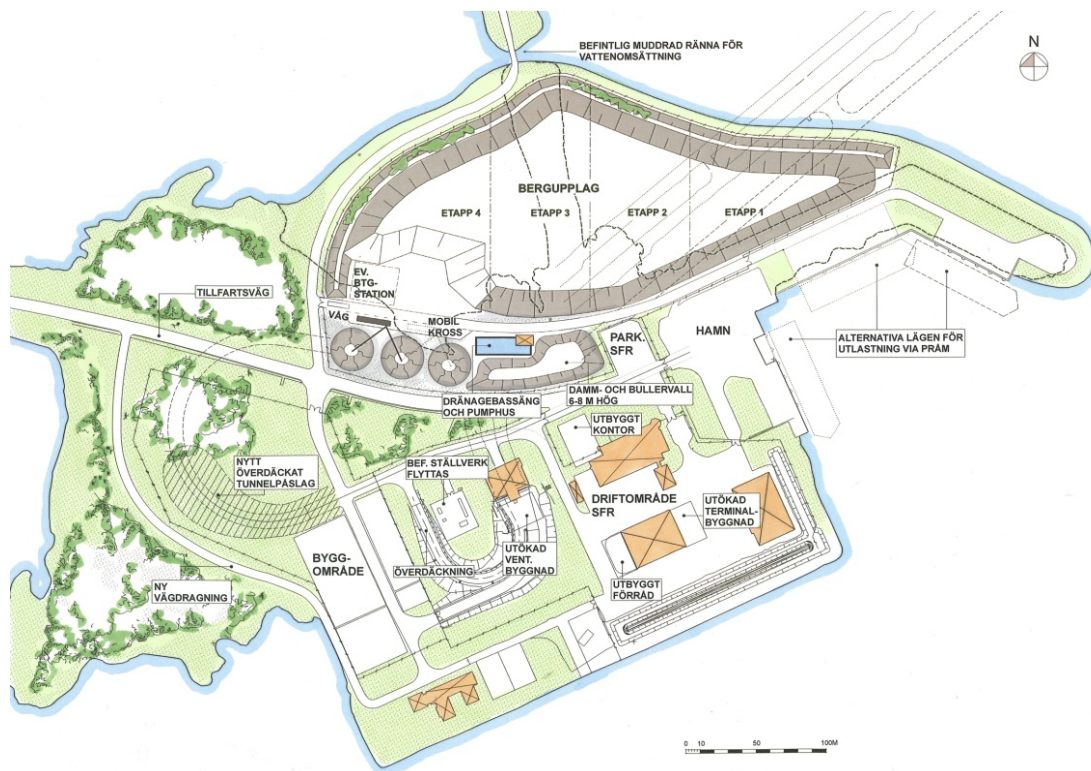
Figur 2-1. Vy över SFR:s anläggningsdelar under mark. Grå delar är nuvarande anläggning och de blå är den planerade utbyggnaden.

Byggskedet innebär att ytterligare lagringsutrymme skapas genom utsprängning av berg i anslutning till den befintliga underjordsanläggningen, figur 2-1. Enligt nuvarande tidsplan planeras sprängningsarbeten pågå under åren 2022–2024 och utbyggnaden av SFR beräknas vara klar 2028.

De bergmassor som tas ut i projektet kommer att läggas på ett tillfälligt bergupplag. Detta planeras att förläggas på en yta som skapas genom att ett vattenområde norr om Stora Asphällan fylls ut, figur 2-2. Utbyggnaden kommer totalt att generera cirka 1 270 000 kubikmeter (lösa kubikmeter) bergmassor, varav 20–25 % kommer att användas till att öka driftområdet på markytan. Bergupplaget kommer att placeras på denna yta (Hellman och Winnerstam 2014).

Under *driftskedet* kommer SFR att ta emot kortlivat låg- och medelaktivt driftavfall och rivningsavfall från de svenska kärntekniska anläggningarna. Under driftskedet kommer även kärnkraftverket i Forsmark (FKA) att rivas. Rivningen innebär att förutsättningarna för vattenomsättningen i recipienten och strömförhållandena ändras genom att kylvattenströmmen från kraftverket upphör.

I *avvecklingskedet* kommer anläggningar på markytan och tillfartsvägar att rivas för att återställa området. Själva förvaret kommer att återfyllas med bergmassor, betong och bentonit.



Figur 2-2. SFR:s driftområde på markyta under utbyggnaden.

Vattenmiljöer riskerar framför allt att påverkas under byggskedet, men även driftskedet kan innebära en viss risk för påverkan. För vattenmiljöerna innebär den planerade utbyggnaden av SFR följande:

- Utsläpp av kvävehaltigt vatten (från användning av sprängmedel och sprängningar) under byggskedet via länshållningsvatten och lakvatten.
- Utsläpp av övriga ämnen via länshållnings- och dagvatten (huvudsakligen under byggskedet, men till viss del även under driftskedet).
- Utfyllnad med sprängstensmassor i vattenområde.
- Miljörisker vid uppförande, drift och avveckling. (Eventuella utsläpp till vatten i samband med olyckor och brand.)
- Eventuell utökning av hamnverksamheten under bygg- och driftskedet.

De uppkomna vattenströmmarna under utbyggnaden kommer att renas på olika sätt (Hellman och Winnerstam 2014). Vid markytan kommer länshållningsvatten att renas genom olje- och slamavskiljning. Spillvatten (vatten från toalett, dusch och handfat) från anläggningens underjordsdel samlas upp i slutna tankar och körs med tankbil till FKA:s avloppsreningsverk. Spillvatten från anläggningar ovan jord leds till reningsverket via pumpledning. Ytan för

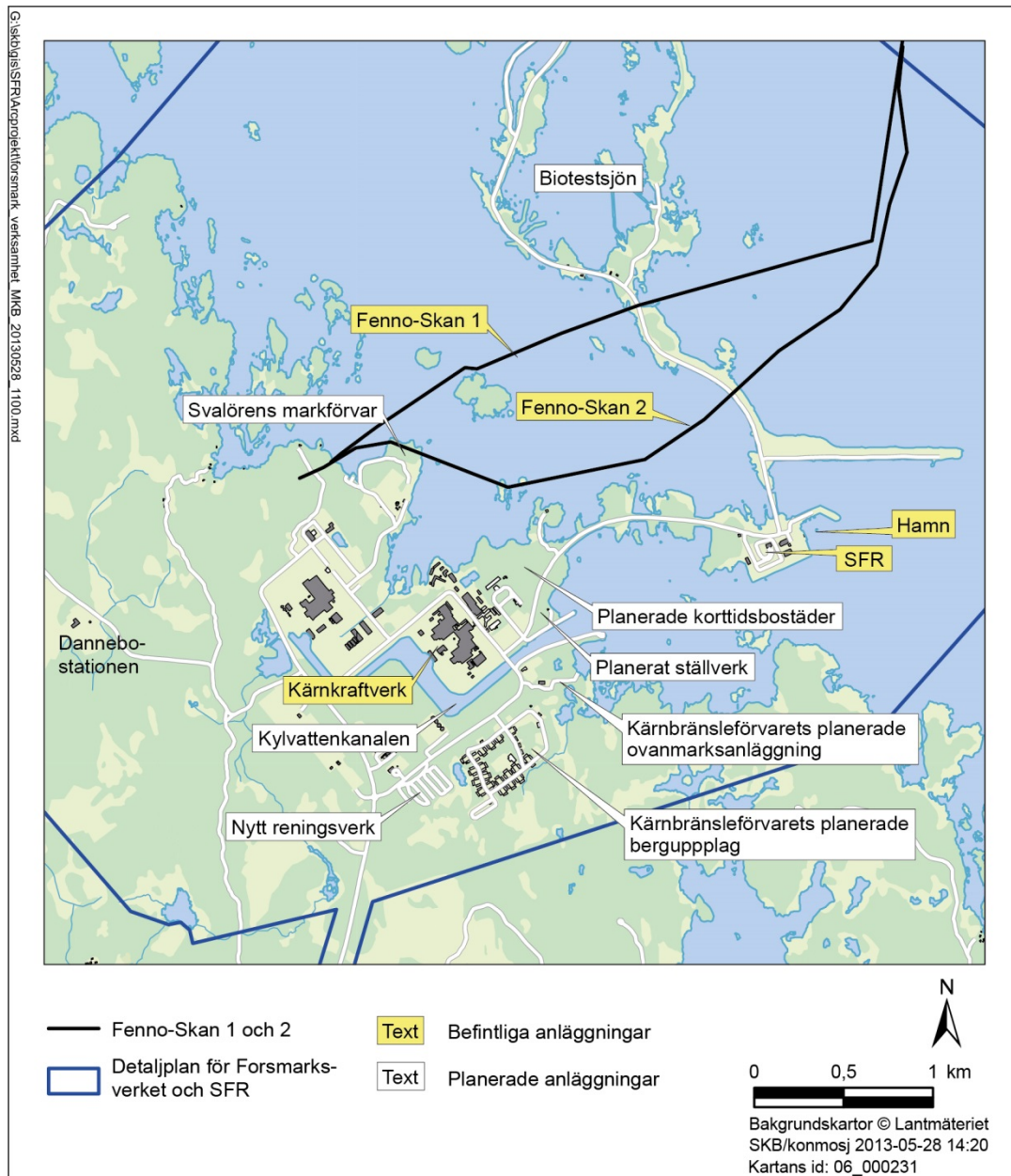
bergupplaget kommer att förses med tätskikt och uppsamlade diken och/eller dräneringsledningar för att möjliggöra uppsamling av lakvatten. Det förs sedan till en sedimenterings- och utjämningsbassäng och pumpas därefter via befintliga spillvattenledningar till FKA:s avloppsreningsverk. Hanteringen av dagvatten kommer huvudsakligen att ske via så kallat lokalt omhändertagande av dagvatten, LOD. Det innebär att dagvattenflöden begränsas och fördröjs genom avledning via vegetationsytor och genom infiltration i mark, vilket ger viss avskiljning av förorenande ämnen och begränsning av flödestoppar i samband med nederbörd. Nyanlagda hårdgjorda ytor kommer att förses med dagvattenbrunnar kopplade till oljeavskiljare om risken för oljespill anses vara förhöjd (exempelvis verkstäder, tankplats ovan jord).

2.2 Övriga verksamheter

SFR ligger inom Forsmarks industriområde vid kusten i Östhammars kommun i norra Uppland. Inom området planerar SKB att uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle (avsnitt 2.2.1). Vidare finns Forsmarks kärnkraftverk (FKA) med tillhörande vattenverk, avloppsreningsverk, oljedepå och kraftledningar, figur 2-3 (avsnitt 2.2.2 och 2.2.3). Till kärnkraftverket hör också ett markförvar för mycket lågaktivt avfall (Svalören) och ett område med korttidsbostäder, som kan nyttjas av de som arbetar inom industriområdet. Inom industriområdet finns även FKA:s industrihamn som trafikeras av bland annat m/s Sigrid. På havsbotten utanför Forsmark går två likströmskablar för elöverföring mellan Sverige och Finland.

2.2.1 Kärnbränsleförvaret

Förutom befintligt SFR och den planerade utbyggnaden av detta, lämnade SKB 2011 in ansökningar om att få uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. Kärnbränsleförvaret kommer att bestå av en del på markytan och en underjordsdel. Driftområdet på markytan har förbindelse via schakt och ramp med underjordsdelen, som ligger på cirka 470 meters djup. Där ska det använda kärnbränslet förvaras i ett tunnelsystem, inneslutet i kopparkapslar som omges av bentonitlera. Uppförandet av Kärnbränsleförvaret planeras inledas i början av 2020-talet och pågå under 7–8 år. Anläggningen kommer därefter att tas i drift parallellt med en fortsatt utbyggnad av underjordsdelen. Driftskedet beräknas pågå i cirka 50 år. Under både uppförandet och driften kommer berg att sprängas ut för att ge plats för underjordsanläggningen. De bergmassor som tas ut kommer att läggas på ett bergupplag inför vidare hantering och användning. I och med den planerade etableringen av Kärnbränsleförvaret kommer befintliga korttidsbostäder att rivras för att ge plats för upplaget av bergmassor. Nya korttidsbostäder kommer att uppföras på Igelgrundet. Eventuella kumulativa effekter med en utbyggnad av SFR samtidigt med uppförandet av Kärnbränsleförvaret presenteras i detta underlag.



Figur 2-3. Befintliga och planerade verksamheter inom Forsmarks industriområde.

2.2.2 Forsmarks kärnkraftverk

Inom industriområdet ligger Forsmarks kärnkraftverk (FKA) med tre reaktorer. Kylvattnet till reaktorerna tas in via kylvattenkanalen, figur 2-4. De tre reaktorblocken har vardera ett kylvattenintag i storleksordningen 50 kubikmeter per sekund och det maximala intaget är cirka 160 kubikmeter per sekund. Periodvis kan flödet i kylvattenkanalen vara lägre till följd av att reaktorerna ställs av för revision (service och bränslebyte). Revision sker i huvudsak under sommarhalvåret, eftersom energibehovet då är som lägst, och för ett reaktorblock i taget. Det innebär att under ordinarie drift av kärnkraftverket förväntas kylvattenintaget vara som lägst cirka 100 kubikmeter per sekund. Under drifttiden för SFR planeras hela kärnkraftverket stängas, enligt nuvarande prognos omkring år 2045. Då kan under en period endast en reaktor vara i drift innan kylvattenströmmen slutligen upphör helt.

Efter att ha passerat kärnkraftsanläggningarna släpps det uppvärmda kylvattnet ut i eller i anslutning till Biotestsjön, där utspädning snabbt sker. Biotestsjön, som är belägen norr om Stora Asphällan, uppfördes genom att vallar byggdes av överskottsberg mellan ett antal öar i Forsmarks skärgård.



Figur 2-4. Strömningsförhållanden utsläpp av kylvatten från FKA.

2.2.3 FKA:s reningsverk

FKA har under 2013 uppfört och tagit i drift ett nytt avloppsreningsverk söder om kylvattenkanalen. SKB har tecknat ett avtal om att nyttja reningsverket, för behandling av det spillvatten och lakvatten som uppkommer från SKB:s verksamheter. Reningstekniken bygger på principen Satsvis Biologisk Rening (SBR) som utförs i stegen mekanisk, biologisk och kemisk rening. Processen är i dag inte utformad för kväverening, men det sker en spontan kväveavskiljning på cirka 40 %. Det pågår ett arbete med detaljprojektering av teknik/process med målsättningen att uppnå en 90-procentig rening med avseende på kväve. Det renade avloppsvattnet kommer att släppas via kärnkraftverkets intagskanal för kylvatten ut i havet, det vill säga i samma recipient som utsläppet sker i dag.

3 Platsen och miljöförhållanden i vattenområdena

I det här kapitlet beskrivs Forsmarksområdet och miljöförhållandena i vattenområden och tillflöden som en grund för konsekvensbedömningarna för utsläppen av olika ämnen från SKB:s verksamheter.

Fokus i beskrivningen av vattenområdena ligger på närsalterna *kväve* och *fosfor*. Inledningsvis beskrivs observerade halter i olika delar av Öregrundsgrepen och omgivande vattenområden och tillflöden. Haltbeskrivningen kompletteras av en sammanställning av de källor i regionen som tillför kväve till Öregrundsgrepen, vilket ger en förklaring till de kvävehalter som observeras.

I avsnitt 3.4 beskrivs förekomsten av uran och zink, eftersom bakgrundshalterna för båda dessa är förhöjda i havet utanför Forsmark jämfört med Öregrundsgrepen i övrigt.

3.1 Områdesbeskrivning och geografiska avgränsningar

Forsmarksområdet har en för Uppland ovanlig vildmarkskaraktär och består till största delen av skogsbeklädda moränmarker med enstaka hållpartier. Topografin är mycket flack och de marina miljöerna är rika på kobbar, skär och grunda havsvikar. Genom den pågående landhöjningen skapas nya miljöer, till exempel då grunda havsvikar snörs av till sjöar.

3.1.1 Omgivande vattenområden

Forsmarksområdet hänförs till Bottenhavet, men ligger nära gränsen till den egentliga Östersjön, figur 3-1. Det storskaliga strömningsmönstret i Bottenhavet, där vattnet roterar moturs och den dominerande sydgående strömriktningen utanför Upplandskusten, innebär att det även finns ett stort utbyte mellan Forsmarksområdet och Östersjön.

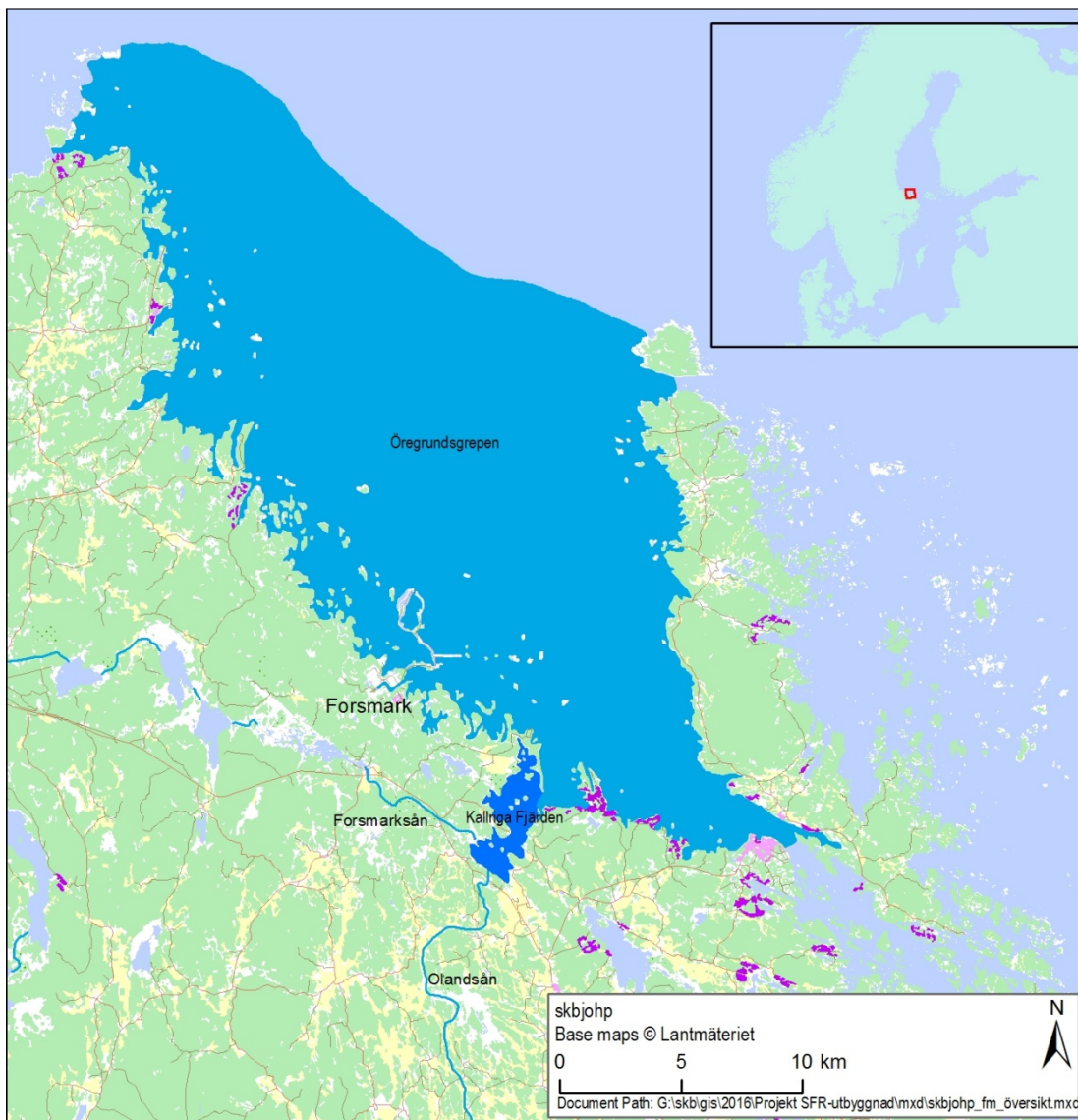


Figur 3-1. Förenklad illustration av svenska farvatten med ungefärliga gränser. Pilarna anger huvudsaklig strömningsriktning.

Vattenområdena utanför Forsmark karaktäriseras av öppna fjärdar mot havet och relativt smala skärgårdar. Forsmark tillhör vattenförekomsten *Öregrundsgrepen* (SE603000-181500) som norrut gränsar till Gävlebuktens utsjövatten och Lövstabukten vid Hållnåshalvön, samt Öregrunds kustvatten (Bottenhavet). I söder gränsar den till Ängsfjärden vid Öregrund och Gräsö utgör vattenförekomstens gräns i öster. Vattenomsättningen är stor i Öregrundsgrepen och den genomsnittliga omsättningstiden uppgår till cirka 20 dagar (Karlsson et al. 2010).

Innanför Öregrundsgrepen strax söder om Forsmark ligger den separata vattenförekomsten *Kallrigafjärden* (SE602120-181610). Den är mer sluten till sin karaktär och starkt påverkad av Forsmarksån och Olandsån, som mynnar i den inre delen av fjärden, figur 3-2.

Vattenförekomster är administrativa områden i vattenmyndigheternas arbete med bedömning av status/tillstånd i den aktuella förekomsten, formulering av miljömål och identifiering av åtgärdsbehov (se avsnitt 3.2). Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden utgör tillsammans Öregrundsgrepens åtgärdsområde som sin tur är en del av Norra Östersjöns Vattendistrikt.

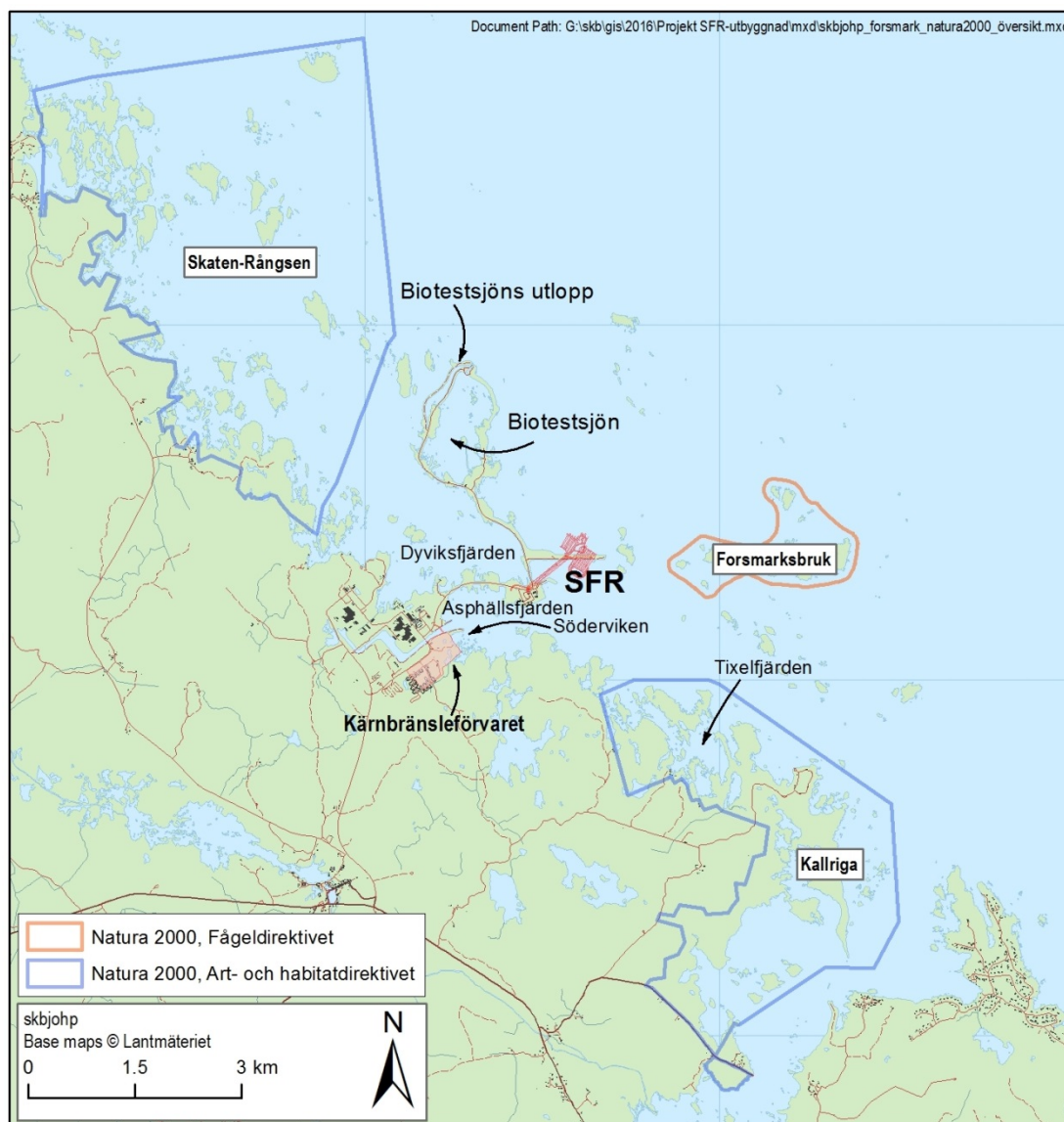


Figur 3-2. Forsmarks läge i förhållande till vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden.

3.1.2 Naturvärden och övriga intressen i området

I Forsmarksområdet finns en rad områden av överlappande och delvis konkurrerande *riksintressen* som för sjöfart, slutförvaring av använt kärnbränsle och kärnavfall, energiproduktion, naturvård, yrkesfiske, kulturmiljö och särskilda hushållningsbestämmelser för högexploaterad kust. Området ligger till stor del i ett riksintresseområde för naturvården.

Inom 3–4 kilometer från SKB:s befintliga och planerade verksamheter finns *tre Natura 2000-områden*, figur 3-3. Öster om SFR ligger Forsmarksbruk som inrättats med syfte att skydda fågellivet. Forsmarksbruk utgör även fågelskyddsområde och tillträdesförbud råder under delar av året. Sydost om SFR ligger Kallriga som är mycket värdefullt för kulturmärkenas flora och för fågellivet, särskilt under flyttningstider då stora mängder sjöfågel rastar i området. I Kallriga finns variationsrika marina miljöer med laguner och andra grundområden. Nordväst om SFR ligger Skaten-Rångsen som i likhet med Kallriga bland annat omfattar viktiga lekområden för fisk och har ett rikt fågelliv.



Figur 3-3. Natura 2000-områden och fjärdar i kustområdet kring SFR och Kärnbränsleförvaret.

Strax söder om SFR ligger *Asphällsfjärden* som är påtagligt påverkad av mänsklig verksamhet, främst genom konstgjorda stränder och den kraftiga ström som skapas av kylvattenintaget vid kärnkraftverket. Kylvattenströmmen antas dock skapa goda förutsättningar för ett rikt djurliv (Qvarfordt et al. 2012). I området har tidigare omfattande anläggningsarbeten utförts, både vid uppförandet av kärnkraftverket inklusive kylvattenkanal, och vid uppförandet av befintlig SFR-anläggning, figur 3-4. Det senare omfattar även utfyllnadsarbeten för piren intill befintligt SFR och för Biotestsjön strax norr om anläggningen. Figur 3-5 visar hur området ser ut i dag.



Figur 3-4. Bilder från uppförandet av den befintliga SFR-anläggningen. Bilden till vänster visar Stora Asphällan oktober 1982, bilden till höger visar samma område oktober 1983.



Figur 3-5. Bild över Stora Asphällan i 2016 (Baskartor © Lantmäteriet).

Trots en påtaglig påverkan och en historik av omfattande anläggningsarbeten har Asphällsfjärden bedömts ha höga naturvärden (Borgiel 2005, Qvarfordt et al. 2012). En del av det kan möjligen bero på att vattenflödet på grund av kylvattenintaget även har en positiv effekt på vattenmiljöerna i området. Fjärden består av grunda vegetationsklädda bottnar som utgör viktiga miljöer för djurlivet.

Norr om det planerade Kärnbränsleförvaret och angränsande till Asphällsfjärden ligger Söderviken, figur 3-3. Området i Söderviken inventerades avseende bottenvegetation 2013. Inventeringen påvisade begränsade ekologiska värden i och med att området endast var gles bevuxet med lågt artantal (Wallin et al. 2014). Bottnarna utgjordes av blandade block, sand- och mjukbottnar, där hårbottnarna var bevuxna med glesa bestånd av fintrådiga alger. Även mjukbottnarna var till stor del kala, med undantag av vass samt mindre bestånd av kärlväxter och enstaka kransalger. Inga hotade eller rödlistade arter noterades. Vid undersökningen kunde det konstateras att det finns rikligt med både liknande och betydligt frodigare och atrikare bottensamhällen i närområdet.

I den grunda havsvik, *Dyviksfjärden*, som ligger alldeles väster om vägen till Biotestsjön (figur 3-3) har höga naturvärden konstaterats. Dock påträffades inga skyddade arter i inventeringarna (Wallin et al. 2014). Likartade miljöer och samhällen har också påträffats i en referenslokal i viken bredvid. Växt- och djursamhällena i den grunda havsviken är alltså inte unika i området. I området öster om vägen till Biotestsjön finns vissa naturvärden, främst i form av glesa blås- och smaltångsbälten. Området omges nästan helt av konstgjorda eller modifierade stränder i form av pিরer och en vägvall, vilka skapar branta blockstränder.

Längre söderut i norra delen av Kallriga fjärden ligger *Tixelfjärden*, figur 3-3. Vid en inventering av bottenfaunan visade artsammansättningen på frisk botten och inkluderade störningskänsliga arter (Qvarfordt et al. 2012). De observerade arterna är mer eller mindre vanliga i denna del av Östersjön.

3.2 Ytvattenhalter av kväve och fosfor

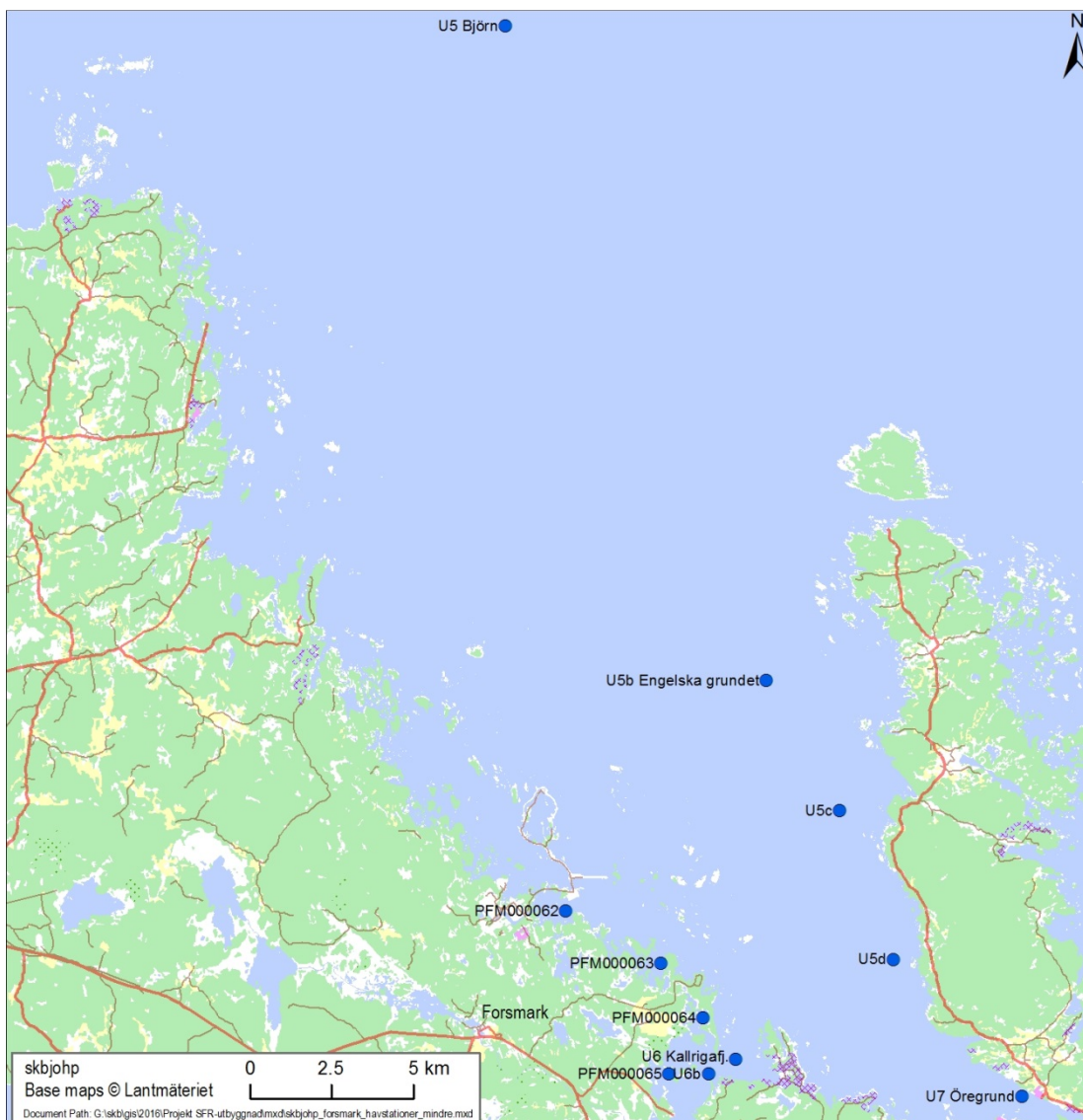
Vid bedömningen av konsekvenserna av kvävetillförseln från SKB:s verksamheter utgör bakgrundshalterna av kväve och fosfor i ytvatten kring Forsmark ett viktigt jämförelsematerial. Eftersom närsalternas (kväve och fosfor) halter, förekomstformer och relationen dem emellan har betydelse för de ekologiska effekterna av ökad kvävetillförsel, redovisas här översiktligt förhållandena i vattenrecipienten med avseende på dessa ämnen. Även halter av klorofyll samt uppmätta siktdjup för några mätstationer i Öregrundsgrepen redovisas. I Hjerne (2016) redovisas mer detaljerade underlag i form av tidsserier, tabellerade uppgifter och tolkningar.

3.2.1 Variationer och medelhalter

Inom ramen för platsundersökningarna i Forsmark och det pågående monitoringsprogrammet (Berglund och Lindborg 2015) har SKB mätt halter av en lång rad ämnen i havet utanför Forsmark. I Öregrundsgrepen och i Kallrigafjärden strax söder om Forsmark, genomför Svealandskustens vattenvårdsförbund, SKVVF (Svealandskustens vattenvårdsförbund 2015), återkommande mätningar vid flera mätstationer (figur 3-6 och tabell 3-1).

För närsalterna inkluderar dessa mätningar olika förekomstformer av kväve (totalkväve, nitrat- och nitritkväve, ammoniumkväve, samt partikulärt organiskt kväve) och fosfor (totalfosfor, fosfatfosfor och partikulärt organiskt fosfor). De oorganiska formerna av kväve och fosfor sammanförs i kategorierna löst oorganiskt kväve, DIN (dissolved inorganic nitrogen – fraktionerna nitrat-, nitrit- och ammoniumkväve), samt löst oorganiskt fosfor, DIP (dissolved inorganic phosphorus – fraktionen fosfatfosfor).

Utöver närsalterna mäts även halten av klorofyll A, som utgör ett mått på mängden växtplankton i vattnet och siktdjupet, vilka båda är parametrar som indirekt speglar tillgången på närsalter.



Figur 3-6. Lokalisering av SKB:s och SKVVF:s provtagningspunkter i området utanför Forsmark som används i denna rapport.

Medelhalterna sommartid för totalkväve uppvisar ett tydligt mönster (tabell 3-1), med lägre halter vid stationerna i de yttre delarna av Öregrundsgrepen och i Bottenhavet och högre halter i Kallrigafjärdens inre delar (PFM000065, U6b och PFM000064). Denna gradient avspeglar i huvudsak påverkan från Forsmarksån och Olandsån som mynnar i de inre delarna av Kallrigafjärden. Halterna av totalfosfor samt klorofyll A följer i stora drag mönstret för totalkväve. Siktdjupet är omvänt korrelerat eftersom det minskar vid ökad näringstillgång. De oorganiska fraktionerna av kväve och fosfor följer inte detta mönster, eftersom dessa halter sommartid kontrolleras av snabba upptagsprocesser, se avsnitt 3.2.2.

På grund av kylvattenströmmen kan observationer i Asphällsfjärden (PFM000062) antas relativt väl representera förhållandena både längre ut i Öregrundsgrepen samt områdena i närheten av utsläppspunkterna från SKB:s verksamhet, figur 4-1. Däremot kan förhållanden i de grundare lagunerna och vikarna, till exempel inom Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga, se annorlunda ut. Detta tydliggörs bland annat av de högre koncentrationerna av närsalter och klorofyll på de mer skyddade provtagningsstationerna i Kallrigafjärden och Tixelfjärden, tabell 3-1 och figur 3-6.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Tabell 3-1. Ytvattenhalter sommartid (juni-september) vid SKB:s respektive SKVVF:s mätstationer i Bottenhavet, Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden. De olika stationerna representerar olika långa mätserier. Färgmarkeringen graderar totalkväve, totalfosfor och klorofyll A från lägst värde (grönt) till högst värde (rött).

Platsnamn	Station	Aktör	Salthalt ‰	Kväve					Fosfor		Siktdjup m
				Ammoniumkväve µg/l	Nitratkväve µg/l	Totalkväve µg/l	Fosfatfosfor µg/l	Totalfosfor µg/l	Klorofyll a µg/l		
Öregrundsgrepen	U5*	SKVVF	5,0	1,1	0,7	260	0,5	11	2,1	5,6	
Öregrund	U7	SKVVF	5,1	1,1	0,9	263	0,5	12	2,3	4,4	
Asphällsfjärden	PFM000062	SKB		1,6	0,8	268	0,8	12	2,0		
Tixelfjärden	PFM000063	SKB		1,6	0,6	301	0,9	15	2,6		
Kallrigafjärden, yttre	U6	SKVVF	5,1	1,6	0,6	308	0,5	16	2,4	2,9	
Kallriga södra	PFM000065	SKB		4,9	2,5	372	1,4	19	3,0		
Kallrigafjärden, inre	U6b	SKVVF	4,7	1,8	7,3	391	1,0	20	3,7	2,8	
Kallriga norra	PFM000064	SKB		3,3	1,4	496	1,6	27	4,1		

* medelvärde för stationerna U5, U5b, U5c, U5d

3.2.2 Säsongsvariationer

Säsongsvariationen av kväve- och fosforhalter bestäms av ljusställgång och biologiska processer. Totalhalterna av både kväve och fosfor uppvisar små variationer över året jämfört med de oorganiska och organiskt partikulära fraktionerna, tabell 3-2. Från att utgöra en relativt stor andel av totalfraktionen under vintern, faller de oorganiska fraktionerna (DIN, DIP) till mycket låga halter under sommaren när de tas upp av växtplankton och alger. Omvänt ökar de organiskt partikulära fraktionerna (PON – particulate organic nitrogen, POP – particulate organic phosphorus) under tillväxtsäsongen när kväve och fosfor binds upp i växtplankton.

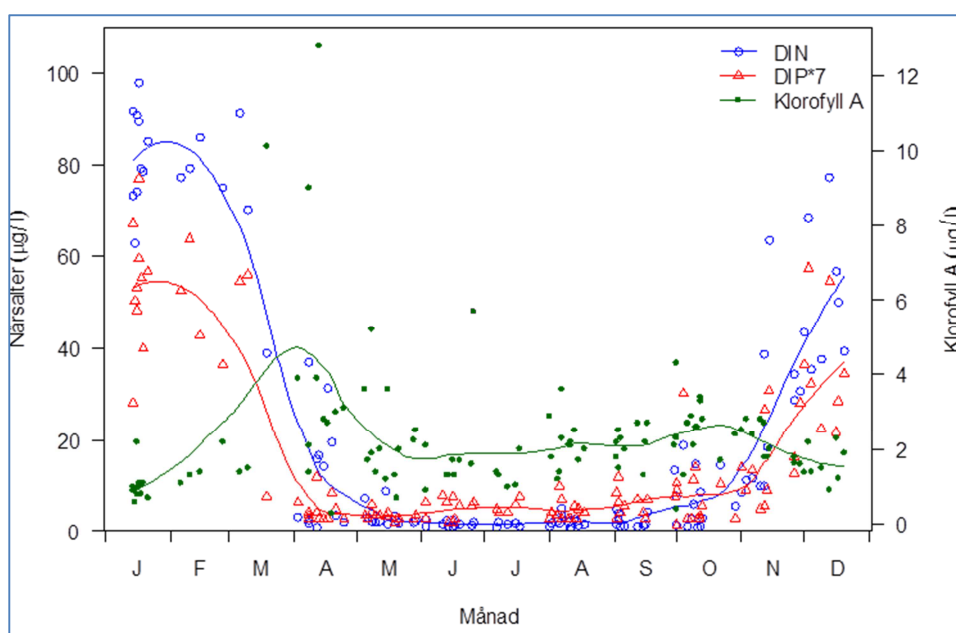
Även klorofyll A, som framför allt speglar mängden levande växtplankton, följer samma säsongsmönster med högst halter under sommaren och framför allt under vårbloomingen, figur 3-7.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Tabell 3-2. Medelvärden, standardavvikelse (stdav) och antal observationer (n) för provtagna parametrar i Asphällsfjärden 2002–2014.

Variabel	enhet	Årliga värden			Sommar (jun-sep)			Vinter (jan-feb)		
		medel	stdav	n	medel	stdav	n	medel	stdav	n
NH4N	µg/l	2,3	1,8	114	1,6	1,4	43	2,7	1,2	14
NOXN	µg/l	19	29	114	0,75	0,89	43	79	8,7	14
DIN	µg/l	21	29	113	2,4	2,2	43	81	9,2	14
PON	µg/l	37	13	109	43	11	39	21	12	14
TN	µg/l	273	85	114	268	111	42	303	25	14
DIP	µg/l	2,1	2,6	115	0,76	0,36	43	7,5	1,8	14
POP	µg/l	5,7	2,0	114	6,2	2,0	42	4,1	1,9	14
TP	µg/l	12	3,6	114	12	3,1	42	16	4,0	14
DIN/DIP		8,8	12	113	3,4	2,2	43	12	2,9	14
TN/TP		23	7,8	114	24	10	42	20	4	14
PON/POP		6,7	1,7	108	6,9	1,0	38	5,2	0,9	14
ChlA	µg/l	2,2	1,7	111	2,0	0,9	40	1,2	0,49	14
CDOM	/m	0,29	0,19	73	0,26	0,16	22	0,32	0,07	12
SPM	mg/l	1,9	0,9	18	1,6	0,43	7	2,4	1,5	4

NH4N = ammoniumkväve, NOXN = nitrat och nitritkväve, DIN = NH4N+NOXN, PON = partikulärt organisk kväve, TN = totalkväve, DIP = löst oorganiskt fosfor, POP = partikulärt organiskt fosfor, TP = totalfosfor, ChlA = klorofyll A, CDOM = humusämnen, SPM = suspenderat partikulärt material.



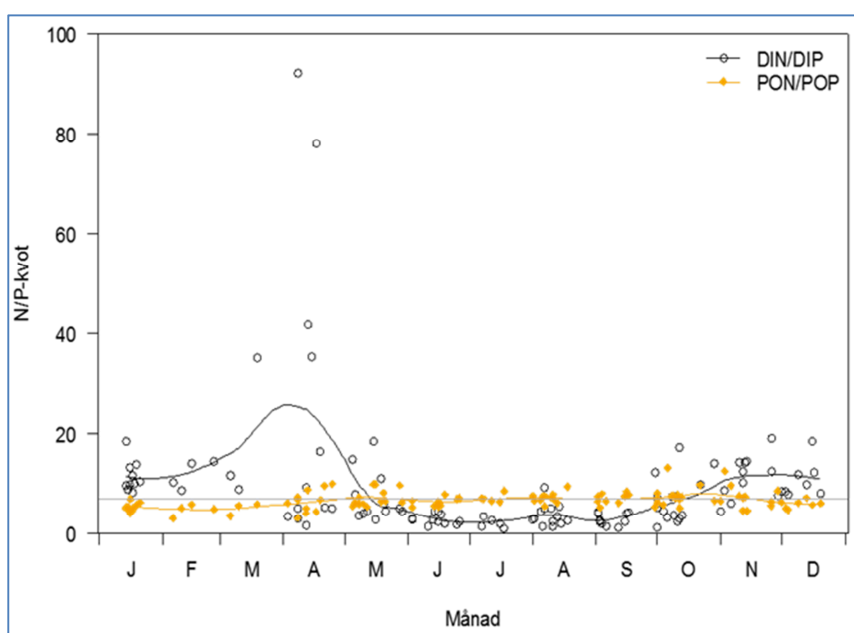
Figur 3-7. Säsongsvariationer i Asphällsfjärden (2002–2014) för de lösta oorganiska fraktionerna av kväve (DIN) och fosfor (DIP), samt klorofyll A. Observera att koncentrationerna av DIP i figuren är multiplicerade med 7 för att visualisera den relativa koncentrationen i förhållande till algernas kvävebehov (Redfield). Den närsaltskurva som ligger högst visar på ett relativt överskott av det ämnet.

3.2.3 Kväve som begränsande ämne

Det är bara när kväve är ett begränsande ämne för produktionen av växtplankton och bottenvegetation som lokala övergödningseffekter av ett kväveutsläpp är möjliga. Vilket av närsalterna kväve och fosfor som är begränsande beror på salt- och syreförhållanden, bottendjup och temperatur (Hjerne 2016).

Data från SKB:s provtagningsprogram i Asphällsfjärden visar höga koncentrationer av både löst oorganiskt kväve (DIN, cirka 80 µg/l) och fosfor (DIP, cirka 7 µg/l) under vintern, tabell 3-1 och figur 3-6. Detta ger en oorganisk N/P-kvot på 8–20. Eftersom alger i genomsnitt behöver cirka sju gånger mer kväve än fosfor (Redfieldkvoten) innebär det ett relativt underskott på fosfor, figur 3-8.

Under vårblomningen ökar koncentrationerna av klorofyll och partikulärt organiskt kväve, samtidigt som de oorganiska närsalterna minskar. Vårblomningen avtar när fosfor tar slut och N/P-kvoten ökar ytterligare, eftersom det fortfarande finns oorganiskt kväve kvar i vattenmassan. Den höga N/P-kvoten under våren är ett tydligt tecken på att vårblomningen är *fosforbegränsad*, medan den låga kvoten under sommaren (juni–september) indikerar att produktionen då är *kvävebegränsad*. Detta generella mönster med höga N/P-kvoter på vintrarna och låga på somrarna syns på flertalet provtagningsstationer i närområdet (Hjerne 2016).



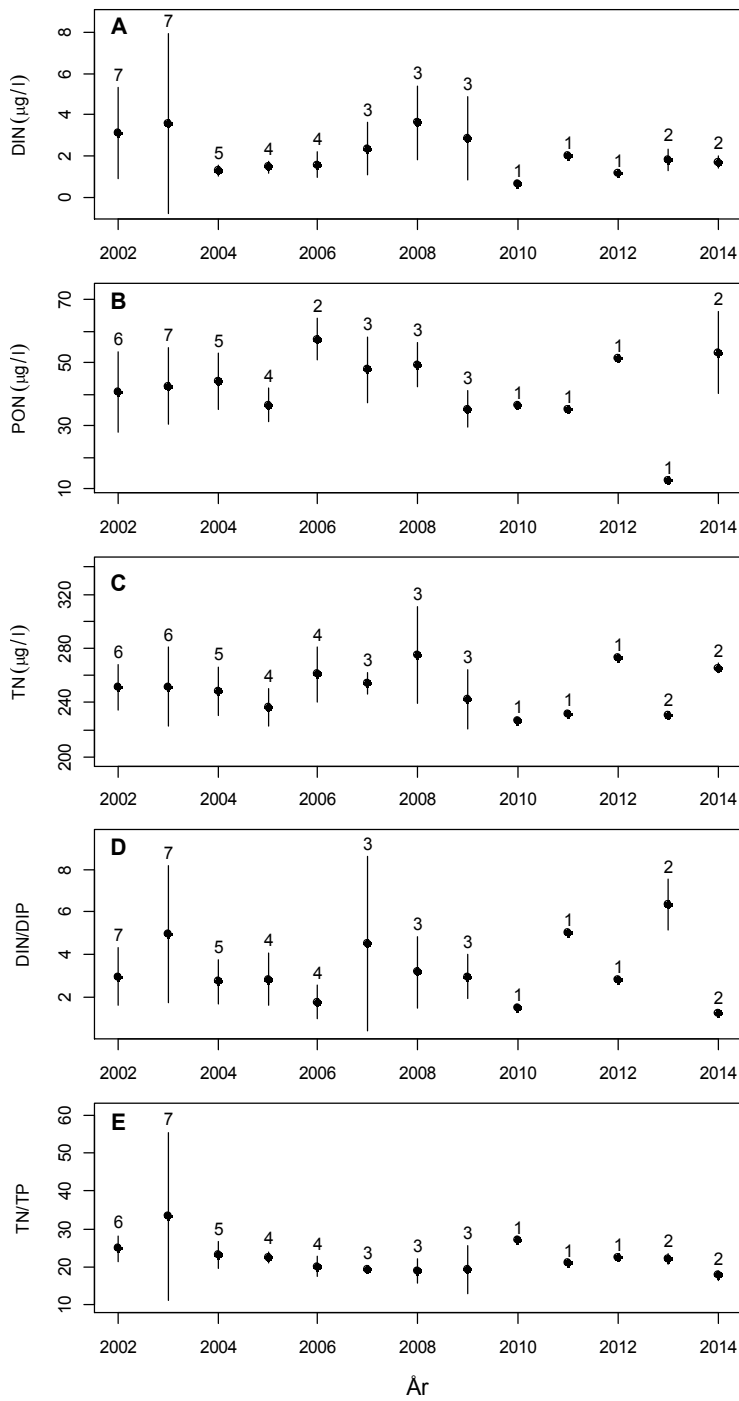
Figur 3-8. Säsongsdynamiken i Asphällsfjärden (2002–2014) för N/P-kvoten av lösta oorganiska (DIN/DIP) och partikulära organiska (PON/POP) närsalter. Den grå horisontella linjen visar Redfield-kvoten på 7, vilket motsvarar algernas relativa närsaltsbehov och -innehåll. De låga DIN/DIP-kvoterna från juni till september indikerar ett relativt kväveunderskott, det vill säga kvävebegränsning under sommaren.

3.2.4 Naturlig variation mellan år

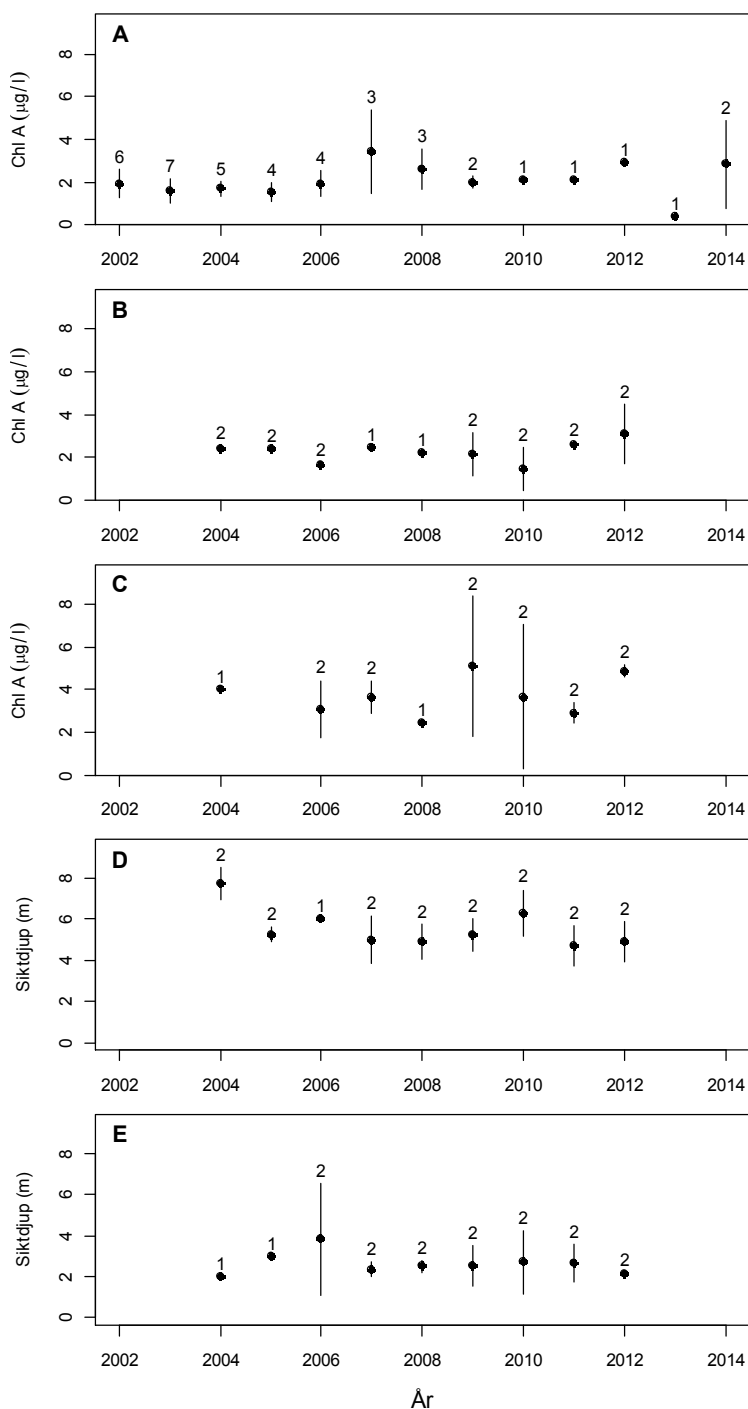
Utöver säsongsvariationen finns även en naturlig mellanårsvariation som speglar till exempel variationer i klimat. Med relativt få observationer per år (eller säsong) är denna naturliga variation svår att urskilja. Det kan bero på observationsosäkerheter på grund av provtagnings- eller analysmetoder, men även på en naturlig heterogenitet i vattenmassan.

Variationen i de årliga medelkoncentrationerna som syns i tidsserierna (figur 3-9) speglar således en kombination av naturlig mellanårsvariation och observationsosäkerheter, där det är svårt att urskilja den naturliga mellanårsvariationen. Den ger ändå en bra indikation på sannolikheten att *upptäcka en eventuell effekt från kväveutsläppen*. Om den naturliga variationen är stor i förhållande till de förväntade förändringarna kommer det att bli svårt att upptäcka en effekt av utsläppen.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR



Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR



Figur 3-9. Överst, somarmedelvärden (juni–september) för koncentrationen av olika kväveformer i Aspällsfjärden, samt N/P-kvoter för löst oorganiskt och totalhalter. Nederst, somarmedelvärden för klorofyll A och siktdjup i Aspällsfjärden (A), Öregrundsgrepen (B, D) och Kallrigaffjärden (C, E). De lodräta staplarna visar standardavvikelsen för observationerna och siffran ovanför är antalet observationer. Data från Aspällsfjärden är från SKB:s mätningar och data från Öregrundsgrepen och Kallrigaffjärden kommer från Svealands Kustvattenvårdsförbunds mätningar.

3.3 Källor till kväve i Forsmarksområdet

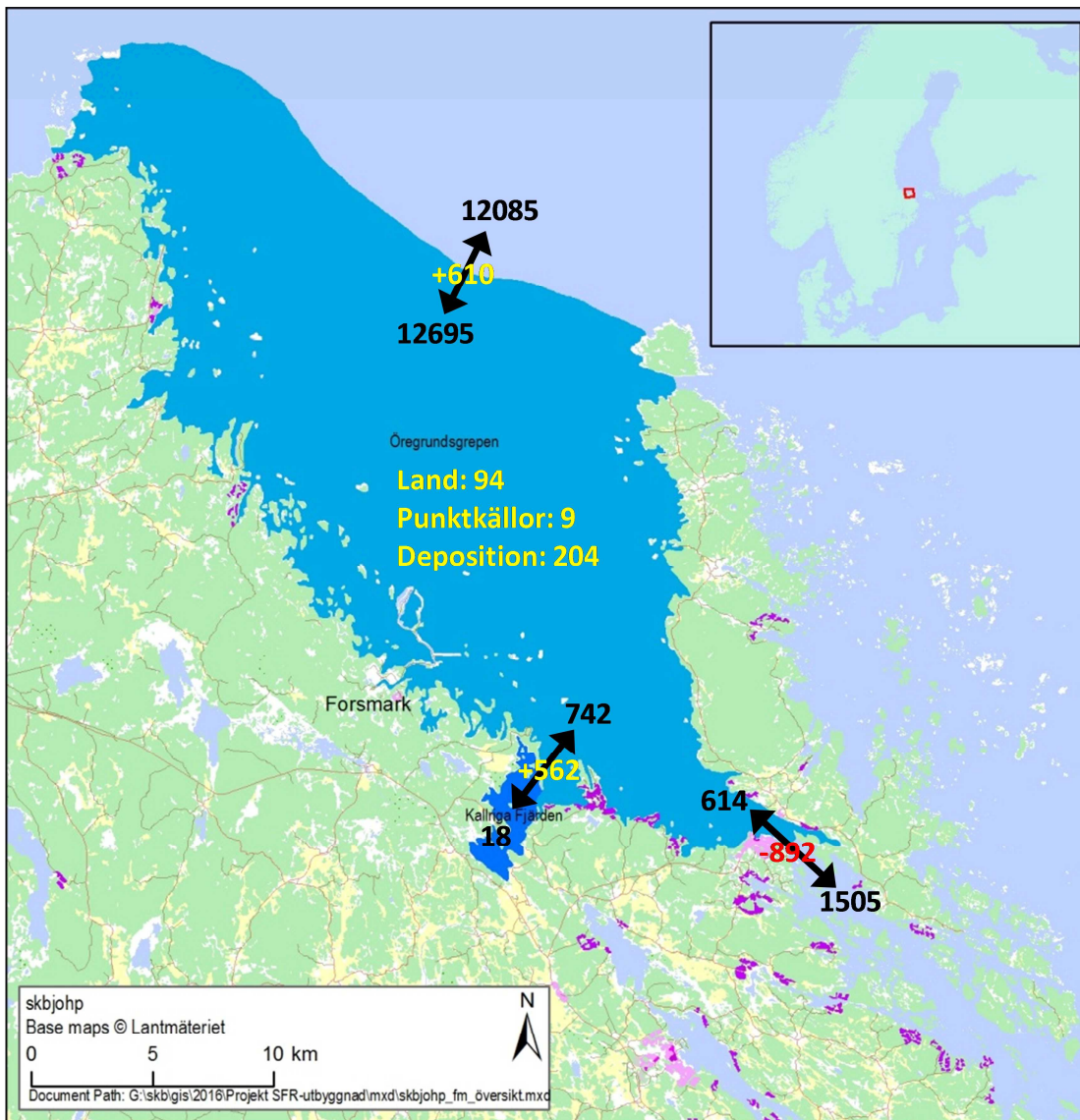
Kväve tillförs vattenförekomsten Öregrundsgrepen direkt från punktkällor, till exempel avloppsreningsverk, enskilda avlopp och industrier. Därutöver tillförs kväve från diffusa källor, som kan vara av både antropogent ursprung eller mer eller mindre naturliga. Från atmosfären tillförs kväve via nederbörd och nedfall från källor långt bort, som bland annat har sitt ursprung i industrier och trafik. Från omgivande landområden tillförs kväve genom avrinningen direkt till Öregrundsgrepen eller via större vattendrag. Areella näringar, som jordbruk och skogsbruk, bidrar i hög grad till i vilken utsträckning kväve läcker från dessa marktyper. I Öregrundsgrepen utgör även vattenutbytet med det omgivande Bottenhavet en mycket stor kvävekälla, eftersom Östersjön som helhet innehåller stora mängder kväve.

Uppgifterna som redovisas i det här avsnittet finns fritt tillgängliga för Sveriges samtliga vattenförekomster och mindre delavrinningsområden på SMHI:s VattenWebb (SMHI 2016). Sammanställningarna baseras på resultat från flera kopplade modeller som beskriver vattenföring (HYPER), näringsämnes transporter (S-HYPER) och förhållanden i kustnära vattenförekomster (Kustzonsmodellen). Uppgifterna avser i första hand mängderna av totalkväve, det vill säga både oorganiska och organiska förekomstformer (se avsnitt 3.2). Tillförseln från punktkällor och atmosfärisk deposition utgörs dock till stor del av relativt lättillgängligt oorganiskt kväve, medan till exempel kväve i avrinningen från land ofta förekommer i bunden form som humusämnen och annat biologiskt material.

Kvävebudgeten för Öregrundsgrepen visar att vattenutbytet med omgivande vattenområden omsätter stora mängder kväve. Drygt 13 000 ton kväve tillförs per år via vattenutbytet mellan Öregrundsgrepen och Bottenhavet/Ålands hav, vilket kan jämföras med den stående kvävemängden i vattenmassan på cirka 1 400 ton. Exporten av kväve från Öregrundsgrepen är dock större än importen, vilket innebär att det sammantaget sker en nettoexport av kväve från Forsmarksområdet till omgivande hav, figur 3-10.

Om utbytet med omgivande havsbassänger exkluderas, visar kvävebudgeten för Öregrundsgrepen att av den totala tillförseln på 869 ton per år utgör nettoimporten från Kallrigafjärden och tillförsel från kringliggande landområden de största lokala källorna (sammanlagt 76 %), följt av atmosfärisk deposition (23 %) och punktkällor med utsläpp direkt till recipienten (1 %). I området kring Forsmark finns få punktkällor med direkt utsläpp till Öregrundsgrepen utöver avloppsreningsverket i Öregrund och FKA:s avloppsreningsverk. När samtliga mängder summeras i kvävebudgeten uppkommer en restpost på cirka 600 ton per år, motsvarande 4 % av den totala tillförseln. Restposten speglar troligen främst osäkerheterna i de stora bruttoflödena mellan bassängerna, men kan också spegla den fastläggning och omvandling till kvävgas (denitrifikation) som sker i Öregrundsgrepens vattenmassa.

Av de mängder som tillförs Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden via större vattendrag och avrinning från övriga kringliggande landområden, härrör merparten från jordbruksmark (357 ton/år) eller skogsmark (265 ton/år), vilka tillsammans står för mer än 90 % av den totala nettotillförseln på 682 ton per år (nettotillförseln motsvarar de mängder som faktiskt når recipienten från respektive källa efter retention högre upp i vattensystemet). Resterande mängder härrör från kategorierna sjö och myr (24 ton/år), enskilda avlopp (15 ton/år), samt avloppsreningsverk (16 ton/år). De två senare punktkällorna står vardera för cirka 2 % av den totala tillförseln från landområdet till Öregrundsgrepen. Enbart Olandsån bidrar med 70 % av den totala tillförseln från land (motsvarande 476 ton/år) och 60 % av detta kväve härrör från jordbruksmark.



Figur 3-10. Genomsnittliga kvävemängder som varje år transporteras mellan bassängerna som genomsnitt under perioden 1999–2011. De svarta siffrorna avser bruttoflödena mellan havsbassängerna. De gula siffrorna avser nettotillförseln till Öregrundsgrepen från omgivande havsbassänger, den årliga tillförseln från omgivande landområden, punktkällor samt atmosfärisk deposition på vattenytan. Den röda siffran avser nettoexporten söderut via Öregrund.

Den beskrivna kvävebudgeten avser de sammanlagda mängderna av totalkväve per år. I praktiken varierar dock både tillförd mängd och kvävet förekomstform över året. Tillförseln från omgivande havsbassänger är störst under vintern och lägst under sommaren. Tillförseln från land varierar på samma sätt, medan den atmosfäriska depositionen uppvisar ett omvänt mönster med något större mängder sommartid. I Forsmarksån sjunker andelen oorganiskt kväve drastiskt sommartid, medan andelen är relativt oförändrad i Olandsån. Vintertid är de tillförda mängderna oorganiskt kväve särskilt stora på grund av att mängden totalkväve då är störst i kombination med att andelen oorganiskt kväve är högst, tabell 3-3.

Tabell 3-3. Mängder totalkväve per månad som tillförs Öregrundsgrepen (ton). Genomsnitt för perioden 1999–2011. Mängden oorganiskt kväve (DIN) redovisas separat för årnas utflöden (grå markering).

	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	hela året
Inflöde från omgivande vattenförekomster	1411	1247	1206	1209	963	878	827	867	1060	1205	1162	1437	13472
Tillförsel från Forsmarksån	13	14	15	23	10	4	2	2	1	1	5	11	101
varav oorgN Forsmarksån	4,6	5,0	6,1	9,0	3,3	0,9	0,4	0,3	0,2	0,2	1,2	3,3	34
Tillförsel från Olandsån	78	67	81	99	19	9	7	6	4	4	34	66	476
varav oorgN Olandsån	44	38	47	57	11	4,5	3,1	2,5	2,0	2,3	17	34	262
Land	13	12	12	18	5	3	3	3	2	2	9	13	94
Punktkällor	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	8,8
Atmosfärisk deposition	15	11	10	10	15	21	22	26	17	20	21	17	204
Summa tillförsel	1530	1351	1325	1361	1013	915	863	904	1085	1234	1231	1544	14356
Utflöde till omgivande vattenförekomster	-1445	-1302	-1272	-1279	-981	-897	-844	-871	-1067	-1213	-1164	-1437	-13771
Restpost	-85	-49	-53	-82	-33	-18	-19	-33	-18	-22	-68	-107	-586
Summa bortförsel	-1530	-1351	-1325	-1361	-1013	-915	-863	-904	-1085	-1234	-1231	-1544	-14356

3.4 Halter av övriga ämnen

I det här avsnittet beskrivs kortfattat halter och förekomst av naturligt förekommande uran och zink i Öregrundsgrepen. Anledningen är att dessa ämnen är så kallade särskilt förorenande ämnen (Havs- och vattenmyndigheten 2013), och att bakgrundshalterna för båda är förhöjda i havet utanför Forsmark jämfört med ämnens referensvärden. Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2013) ska hänsyn tas till naturlig bakgrundshalt vid bedömningen av eventuell påverkan.

3.4.1 Uranhalter i Forsmarksområdet

Uranhalterna i sjöar och vattendrag samt i ytligt grundvatten i Forsmarksområdet och Norduppland, är förhöjda jämfört med övriga Sverige. Orsaken till de förhöjda halterna i ytvatten i Forsmark är inte entydig. Varken data över uranhalter i berggrund eller i grundvatten i berg tyder på att Forsmark avviker markant i detta avseende. Inte heller verkar halterna i de översta jordlagren vara förhöjda vid jämförelse av radiometriska mätningar av andra områden i Sverige. Den kemiska miljön i jord och vatten är dock speciell i Norduppland beroende på att moränen innehåller en relativt stor andel kalcit, även kallat kalkspat som består av kalciumkarbonat. Den härrör från sedimentära bergarter som transporterats hit från Gävlebukten. Den gradvisa upplösningen av kalciten medför att den kemiska miljön i både ytligt grundvatten och ytvatten karaktäriseras av höga pH och förhöjda halter av vätekarbonat och kalcium. Dessa förhållanden medför att uran bildar lättlösliga karbonatkomplex, vilket skulle kunna vara en orsak till de förhöjda uranhalterna genom att en större andel av det uran som frisätts genom vittring når ytvatten. En annan förklaring till de förhöjda uranhalterna i området skulle kunna vara att vittring av den alunskiffer, som troligen ingår i de sedimentära bergarterna från Gävlebukten, bidrar med ytterligare uran (Tröjbom och Höglund 2016).

Uranhalterna är högst i det ytliga grundvattnet i moränen, där de ligger mellan 31 och 105 mikrogram per liter ($\mu\text{g/l}$), följt av bäckar och sjöar (12–43 $\mu\text{g/l}$). I havet utanför Forsmark (Asphällsfjärden, PFM0062, figur 3-6) är uranhalten markant lägre, 0,6–0,8 $\mu\text{g/l}$ i genomsnitt. Sett över hela Östersjön varierar uranhalterna från cirka 0,15 $\mu\text{g/l}$ i Bottenviken till drygt 1,0 $\mu\text{g/l}$ vid Öresund och till cirka 3 $\mu\text{g/l}$ i Kattegatt (figur 3-1). Uranhalten är starkt korrelerad till salthalten och bestäms främst av blandningsförhållandet mellan flodvatten och havsvatten från Atlanten. Den genomsnittliga uranhalten i Asphällsfjärden överensstämmer väl med förväntad halt till följd av den storskaliga gradienten i Östersjön. De lokalt förhöjda uranhalterna i grundvatten, bäckar och sjöar i Forsmarksområdet slår emellertid igenom vid stora vattenflöden från land och kan orsaka förhöjda halter i havet nära land på upp till cirka 3 $\mu\text{g/l}$. Utöver den storregionala bakgrundshalten (0,6 $\mu\text{g/l}$), verkar den lokala bakgrundshalten i genomsnitt vara ytterligare förhöjd med cirka 0,1 $\mu\text{g/l}$ till följd av tillförseln

från land. Det innebär att den genomsnittliga bakgrundshalten i Forsmark bör vara cirka 0,7 µg/l (Tröjbom och Höglund 2016).

3.4.2 Zinkhalter i Öregrundsgrepen

Zinkhalterna i Öregrundsgrepen (Asphällsfjärden, PFM0062) var i genomsnitt 2,2 µg/l under perioden 2002–2014. Det är något högre än medelhalterna vid Eggegrund (Dalälvens Vattenvårdsförening 2016) utanför Gävle, som för samma period varierade mellan 1,4 och 1,8 µg/l beroende på provtagningsdjup. I Dalälven vid Älvkarleby samt vid Billudden som ligger i Bottenhavet utanför Dalälvens mynning, är zinkhalterna tydligt förhöjda (10 respektive 7 µg/l). Det kan förklaras av tillförsel av zink som har sitt ursprung i området kring Falu gruva. Zinkhalterna i sjöar, vattendrag och ytligt grundvatten i Forsmark är högre än i havet utanför. Det kan bero på att den huvudsakliga källan för zink i Forsmarksområdet är långväga atmosfärisk deposition och att merparten av denna tillförsel fastläggs innan den når havet (Tröjbom och Grolander 2010). Det är troligt att bakgrundshalten för zink är något förhöjd i Forsmarksområdet till följd av påverkan från Dalälven.

4 Utsläpp av kväve från SKB:s verksamhet

Det här kapitlet redogör för hur mycket kväve som berguttaget för utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret beräknas ge upphov till samt utsläppspunkter och spridning av kvävet i vattenförekomsten. I första hand presenteras haltförhöjningar av de sammanlagda utsläppen (ett värstascenario) med antagandet att åren med de största uttagen av berg för respektive anläggning sammanfaller. Även utsläpp från enbart utbyggnaden av SFR redovisas i tabellform.

4.1 Kvävets ursprung

Vid sprängningarna för utbyggnaden av SFR och Kärnbränsleförvaret antas så kallat pumpemulsionssprängämne användas. Det har två beståndsdelar, dels en oljeemulsion till stor del bestående av ammoniumnitrat (NH_4NO_3) och en liten del olja och vax, dels gasningsmedel främst bestående av natriumnitrit. De två beståndsdelarna pumpas in i varje hål och det är först när de blandas som ett sprängämne bildas (Weiman 2004).

Vid användning av sprängmedel och sprängning frigörs kväve dels som gas (bland annat kvävgas, N_2), dels som löst kväve i form av ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) från odetonerade sprängmedelsrester. Kvävgasen avgår vid detonation till största delen till atmosfären via ventilationen. De övriga formerna av kväve löser sig i vattnet eller fastnar på sprängstensmassorna. Tillförseln av kväve till recipient sker framför allt via länshållningsvatten som pumpas ut vid underjordsarbete och via lakvatten från upplag av sprängstensmassor.

4.2 Antaganden för beräkningar

I beräkningarna av tillkommande mängder kväve med användning av pumpemulsionssprängämne antas en åtgång på 2,2 kilo per kubikmeter teoretiskt fast berg¹ (tfm^3). Kväveinnehållet i sprängämnet är 27 viktsprocent och spillet antas vara 10 %. Spillet, det vill säga här definierat som de vattenlösliga kvävefraktionerna som finns kvar i berget och på sprängstensmassorna, antas fördelas så att 50 % av kvävet följer med massorna till utfyllnader och bergupplag och 50 % pumpas ut med länshållningsvattnet.

Vidare antas alla utfyllnader och alla massor som läggs på bergupplag vara sprängstensmassor som innehåller kvävespill från sprängning. Kväve från sprängstensmassorna som används till utfyllnad antas lakas orenat ut till recipient. Allt lakvatten från bergupplag förutsätts samlas upp och ledas till FKA:s reningsverk. Länshållningsvattnet antas släppas utan kväverening till recipient.

4.2.1 Osäkerheter i antagandena

Både antagandet om åtgången av sprängämne ($2,2 \text{ kg}/\text{tfm}^3$), andelen spill (10 %) samt fördelningen mellan länshållningsvattnet och sprängstensmassorna är försiktiga, det vill säga beräkningarna leder till större utsläpp av kväve än vad som bedöms ske i verkligheten.

Antagandet om en åtgång av sprängmedel på 2,2 kilo per kubikmeter teoretiskt fast berg, är satt med marginal. Tidigare bedömningar som SKB har gjort, har grundat sig på åtgång på 2,1 kilo per kubikmeter teoretiskt fast berg (Hellman och Jung 2015).

Andelen kvävespill från sprängämnena beror på platsspecifika faktorer, som till exempel bergets andel sprickighet (vattenförande sprickor), samt rutiner för hantering och odetonerade hål. Det här gjorda antagandet på 10 % vid användning av emulsionssprängämne, bedöms

¹ Totalt uttagen bergvolym för SFR-utbyggnaden är cirka $1\,270\,000 \text{ m}^3$ (lösa kubikmeter), vilket motsvarar $770\,000 \text{ tfm}^3$ (Hellman och Winnerstam 2014).

vara satt med god marginal (Hellman och Jung 2015). Andelen kvävespill kommer sannolikt att bli mindre eftersom frågan uppmärksammas inom branschen och arbete pågår för att minska det genom bland annat produktutveckling till mer svårslösliga ämnen (Weimann 2014).

Erfarenheter från liknande verksamheter visar att fördelningen mellan kvävespill i länshållningsvatten och på sprängstensmassorna i regel är förskjuten så att en mindre del kväve än 50 % hamnar i länshållningsvattnet (20–30 %) och en större del i sprängstensmassorna (SveMin 2012). Den antagna fördelningen utgör därför en försiktig skattning med avseende på de mängder som når vattenrecipienten. De verkliga mängderna i länshållningsvattnet kommer sannolikt att bli mindre.

4.3 Kvävekällor – utbyggnaden av SFR

Utbyggnaden av SFR bedöms innebära följande källor för tillkommande kväve till vattenområden:

- **Länshållningsvatten.** Efter oljeavskiljning och sedimentation leds vattnet till hamnbassängen ut i Öregrundsgrepen.
- **Utfyllnad av vattenområden.** Kväve kommer att laka ut från de massor som placeras i vattenområdet för utfyllnad av viken väster om vägen till Biotestsjön (i Dyviksfjärden) och utfyllnad av viken öster om vägen (i Asphällsfjärden), figur 3-3.
- **Lakvatten från bergupplag.** Nederbörd och eventuell vattenbegjutning lakar ur de kväveföreningar som följer med bergmassorna. Lakvattnet från bergupplaget som kommer att ligga på utfyllnaden kommer att ledas till FKA:s avloppsreningsverk och renas med avseende på kväve för att sedan släppas ut i kylvattenkanalen.
- **Dagvatten.** Även dagvatten från anläggningen på markytan innehåller kväve som kommer att tillföras vattenområdena norr och söder om Stora Asphällan. Tillskottet av kväve från dagvatten bedöms som mycket litet i förhållande till tillskottet från sprängämnesspill. Enligt beräkningar som gjorts inför utbyggnaden av SFR tillför dagvattnet mindre än 50 kilo totalkväve per år (Hellman och Winnerstam 2014). Kvävetillförseln från dagvattnet bedöms därför sakna betydelse för vattenmiljöer och analyseras därför inte vidare i denna rapport.
- **Spillvatten.** Spillvattnet kommer att renas vid FKA:s avloppsreningsverk.

Mängder tillkommande kväve per år från hanteringen av bergmassor, enligt den här kallade referenstidsplanen ges i tabell 4-1. Utsläppspunkterna för de olika källorna anges i figur 4-1.

Tabell 4-1. Tillkommande kväve från utbyggnaden av SFR enligt referenstidsplanen.

	2022	2023	2024
Uttag av berg, tfm ³	154 000	346 500	269 500
Till utfyllnad, tfm ³	144 299	25 465	0
Till bergupplag, tfm ³	9 701	321 035	268 500
Kväve totalt från sprängning, ton	9,2	20,6	16,0
Kväve till länshållningsvatten, ton	4,6	10,3	8,0
Kväve till utfyllnad (öster), ton	2,1	0,4	0
Kväve till utfyllnad (väster), ton	2,1	0,4	0
Kväve från bergupplag till reningsverk, ton	0,3	9,5	8,0

4.4 Kvävekällor – uppförandet av Kärnbränsleförvaret

Uppförandet av Kärnbränsleförvaret bedöms innebära följande källor för tillkommande kväve till vattenområden:

- **Länshållningsvatten.** Efter oljeavskiljning och sedimentation leds vattnet till Asphällsfjärden utanför Söderviken.
- **Utfyllnad i Söderviken.** Kväveläckage från utfyllnad av land- och vattenområden (gölar) i samband med etablering av driftområdet. Utfyllnaderna sker till en höjdnivå som ligger + 3,5 meter över vattenytan i höjd med driftområdet. Vattnet kommer att tränga ut mot havet vid driftområdets nordöstra kant, strax söder om den anlagda piren.
- **Lakvatten från bergupplag.** Nederbörd och eventuell vattenbegjutning lakar ur de kväveföreningar som följer med bergmassorna. Lakvattnet från bergupplaget, som kommer att ligga i anslutning till driftområdet i Söderviken, kommer att ledas till FKA:s avloppsreningsverk och renas med avseende på kväve för att sedan släppas ut i kylvattenkanalen.
- **Dagvatten.** Även dagvatten från anläggningen på markytan innehåller kväve som kommer att tillföras vattenområdena. Tillskottet av kväve från dagvatten bedöms som mycket litet i förhållande till tillskottet från sprängämnesspill. Enligt beräkningar tillför dagvattnet från Kärnbränsleförvaret mindre än 60 kilo totalkväve per år. Kvävetillförseln från dagvattnet bedöms därför sakna betydelse för vattenmiljöer och analyseras därför inte vidare i denna rapport.
- **Spillvatten.** Spillvattnet kommer att renas vid FKA:s avloppsreningsverk.

Mängder tillkommande kväve per år från hanteringen av bergmassor, enligt den här kallade referenstidsplanen ges i tabell 4-2. Utsläppspunkterna för de olika källorna anges i figur 4-1.

Tabell 4-2. Tillkommande kväve från Kärnbränsleförvaret enligt referenstidsplanen.

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
Uttag av berg, tfm ³	38 970	59 610	84 879	86 215	250 905	103 389	21 821
Berg till utfyllnad, ton	38 970	58 833	0	0	0	0	0
Berg till upplag, tfm ³	0	777	84 879	86 215	250 905	103 389	21 821
Kväve totalt från sprängning, ton	2,3	3,5	5,0	5,1	14,9	6,1	1,3
Kväve till länshållningsvatten, ton	1,2	1,8	2,5	2,6	7,4	3,1	0,6
Kväve till utfyllnad, ton	1,2	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kväve från bergupplag till reningsverket, ton	0,0	0,0	2,5	2,7	7,4	3,1	0,6

4.5 FKA:s avloppsreningsverk

Lakvatten från bergupplaget för SFR på den utfyllda ytan på Stora Asphällan kommer att ledas till FKA:s reningsverk. Likaså kommer lakvatten från Kärnbränsleförvarets bergupplag i Söderviken att ledas till dit. Lakningshastigheten beror till stor del på nederbördsmängder och snösmältning, men för enkelhets skull antas kvävet lakas ut samma år som det läggs på upplaget. Detta är ett försiktigt antagande, utlakningen kommer sannolikt att ske över en längre tid.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Till reningsverket leds också spillvattnet från FKA, SFR (både befintlig anläggning och utbyggnaden) och Kärnbränsleförvaret. Den årliga mängden kväve som antagits tillföras reningsverket via spillvatten under åren 2020 till 2026 ges i tabell 4-3.

Processen i avloppsreningsverket är i dag inte utformad för kväverening, men det sker en spontan kväveavskiljning på cirka 40 %. Det pågår ett arbete med detaljprojektering av teknik/process med målsättningen att uppnå en 90-procentig rening med avseende på kväve. Reningsgraden för kväve (både ammonium och nitrat) är i beräkningarna av utsläppen här satt till 90 % (Molin 2013). I avsnitt 4.7.2 finns också ett räkneexempel på påverkan på haltförhöjningen av kväve om reningsgraden endast skulle vara 70 %.

Tabell 4-3. Mängder kväve i inkommande spillvatten till reningsverket.

Upphov	Ton per år
Utbyggnaden av SFR	0,9
Kärnbränsleförvaret	0,9
FKA (inklusive befintligt SFR)	2,5

Vattnet från reningsverket släpps ut via dike till kylvattenkanalen. Flödet av kylvatten in till kraftverket överskrider 100 m³ per sekund, vilket medför att utgående flöde från reningsverket tas in med kylvattnet och kommer sedan ut i eller i anslutning till Biotestsjön. Huvuddelen av flödet därifrån går vidare ut i Öregrundsgrepen och endast en mindre del förs tillbaka in till Asphällsfjärden (Karlsson et al. 2010).

Tabell 4-4. Källor för kväveutsläpp från reningsverket, ton.

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
Spillvatten – FKA	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Spillvatten – SFR	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Spillvatten – Kärnbränsleförvaret	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Summa spillvatten	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Lakvatten bergupplag – SFR	0,0	0,0	0,0	1,0	0,8	0,0	0,0
Lakvatten bergupplag – Kärnbränsleförvaret	0,0	0,0	0,2	0,3	0,8	0,3	0,1

4.6 Sammanlagda utsläpp av kväve

Beroende på när uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR påbörjas, kommer utsläppen från respektive verksamhet att sammanfalla på olika sätt och ge upphov till olika totala utsläpp enskilda år. Referenstidsplanen för SFR säger att utbyggnaden kommer att ske under åren 2022 till 2024. Utfyllnaden av vattenområdena sker första året (2022), men det största berguttaget sker det andra året (2023). Referenstidsplanen för Kärnbränsleförvaret säger att uttaget av berg börjar 2020 och kommer från och med 2026 att ligga på en lägre konstant nivå.

I tabell 4-5 redovisas de sammanlagda utsläppen från de båda verksamheterna samt FKA:s utsläpp av renat spillvatten för några olika scenarier där byggstarten för SFR varierar relativt referenstidsplanen för Kärnbränsleförvaret. Vid beräkningen har de delar av utsläppen som avskiljs i FKA:s reningsverk räknats bort. Av tabellen framgår att de maximala utsläppen ett enskilt år uppkommer 2024, om starten för utbyggnaden av SFR förskjuts ett år jämfört med referenstidsplanen. Då släpps sammanlagt 20,5 ton kväve ut till vattenrecipienten om allt kväve antas lakas ur sprängstensmassorna samma år som berget bryts.

Vid konsekvensbedömningen av kväveutsläppen används genomgående två olika scenarier. Dels maxscenariot som representerar den kombination som ger maximalt utsläpp ett enskilt år (SFR+1 år), där SFR påbörjas ett år senare jämfört med referenstidsplanen, dels utfyllnadsscenarioet som representerar den kombination där utfyllnaderna vid SFR är som störst i kombination med maximala utsläpp från Kärnbränsleförvaret (SFR+2 år).

Tabell 4-5. Sammanlagda utsläpp av kväve (ton/år) från Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR beroende på byggstart för SFR. Färgskalan graderar mängden utsläppt kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

SFR byggstart	Scenario	Kärnbränsleförvaret byggstart 2020 enligt referenstidsplan										
		2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
-2 år		11,5	15,9	11,9	3,1	8,5	3,7	1,0	1,1	0,3	0,3	0,4
-1 år		2,6	12,7	15,1	12,0	8,5	3,7	1,0	1,1	0,3	0,3	0,4
2022	Referenstidsplan SFR	2,6	3,9	12,0	15,1	17,3	3,7	1,0	1,1	0,3	0,3	0,4
+1 år	Maxscenariot	2,6	3,9	3,1	12,0	20,5	12,5	1,0	1,1	0,3	0,3	0,4
+2 år	Utfyllnadsscenarioet	2,6	3,9	3,1	3,1	17,4	15,7	9,8	1,1	0,3	0,3	0,4
+3 år		2,6	3,9	3,1	3,1	8,5	12,6	13,0	9,9	0,3	0,3	0,4
+4 år		2,6	3,9	3,1	3,1	8,5	3,7	9,9	13,1	9,1	0,3	0,4
Maxvärde		11,5	15,9	15,1	15,1	20,5	15,7	13,0	13,1	9,1	0,3	0,4

4.6.1 Utsläppspunkter

Utsläppen av kväve till vattenrecipienten kommer att ske i olika delar av recipienten som generaliserats till sex utsläppspunkter N1–N6, figur 4-1. Utsläppspunkterna listas i tabell 4-6. Av tabellen framgår att för maxscenariot släpps mest kväve ut år 2024, och framför allt via länshållningsvattnet från båda anläggningarna, via utsläppspunkterna N1 respektive N4. För utfyllnadsscenarioet är mängderna också störst 2024, då utsläppen från utfyllnaderna för SFR vid Stora Asphällan sker via utsläppspunkterna N2 och N3. År 2024 kommer därför att användas som exempel för både maxscenariot och utfyllnadsscenarioet vid visualiseringarna av haltförhöjningar och konsekvenser i kommande avsnitt.



Figur 4-1. Ungefärlig lokalisering av utsläppspunkterna för tillkommande kväve från SKB:s verksamheter.

Tabell 4-6. Sammanlagda kväveutsläpp till recipient för maxscenariot och utfyllnadsscenario (ton/år)*. Färgskalan graderar mängden utsläppt kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

Maxscenariot (Kärnbränsleförvaret byggstart 2022, SFR byggstart referensplan +1 år)												
Utsläppspunkt	Beskrivning	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
N1	Länshållningsvatten från SFR-U	0,0	0,0	0,0	4,6	10,3	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan väster om bron	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N3	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan öster om bron	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N4	Länshållningsvatten från SFK	1,2	1,8	2,5	2,6	7,5	3,1	0,6	0,7	0,0	0,0	0,1
N5	Lakvatten från utfyllnad vid Söderviken	1,2	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N6	Utsläpp från reningsverket (renat spill- och lakvatten)	0,3	0,3	0,6	0,6	2,0	1,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3
Summa		2,6	3,9	3,1	12,0	20,5	12,5	1,0	1,1	0,3	0,3	0,4
Utfyllnadsscenario (Kärnbränsleförvaret byggstart 2022, SFR byggstart referensplan +2 år)												
Utsläppspunkt	Beskrivning	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
N1	Länshållningsvatten från SFR-U	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6	10,3	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan väster om bron	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N3	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan öster om bron	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N4	Länshållningsvatten från SFK	1,2	1,8	2,5	2,6	7,5	3,1	0,6	0,7	0,0	0,0	0,1
N5	Lakvatten från utfyllnad vid Söderviken	1,2	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N6	Utsläpp från reningsverket (renat spill- och lakvatten)	0,3	0,3	0,6	0,6	1,1	1,6	1,2	0,4	0,3	0,3	0,3
Summa		2,6	3,9	3,1	3,1	17,4	15,7	9,8	1,1	0,3	0,3	0,4

*) Utsläppspunkternas lokalisering framgår av figur 4-1.

4.7 Haltförhöjning, spridning och transport

Kvävet från utsläppspunkterna beskrivna i föregående avsnitt, sprids i omgivande vattenrecipient genom vattenströmmar och diffusion. I det här avsnittet visas med hjälp av högupplöst spridningsmodell hur kvävet sprids och vilka halter som uppstår i olika delar av recipienten under förutsättning att det inte sker några förluster på vägen. Detta är ett försiktigt antagande som ger överskattning av de haltförhöjningar som beräknas. I praktiken sker det både upptag i biota, fastläggning i botten och gasavgång till atmosfären under kvävetts väg genom Öregrundsgrepen. Konsekvenserna av upptaget av bottenvegetationen kvantifieras och diskuteras i kapitel 5.

4.7.1 Modelleringen av haltförhöjningar

Haltförhöjningen i recipienten har beräknats med hjälp av en tredimensionell hydrodynamisk strömningsmodell för Öregrundsgrepen (Moreno Arancibia 2016). Dataunderlaget för modellen är detsamma som använts i en tidigare hydrodynamisk modell för Öregrundsgrepen (Karlsson et al. 2010). Modellen visar hur ett ämne (kväve i detta fall) sprids till följd av vattenströmmar och diffusion. Modellen tar hänsyn till densitetsskiktning på grund av temperatur och salthalt, densitetsdriven strömning, vindens drivning på ytan, värmeutbytet med atmosfären, strömning orsakad av vattenståndsvariationer, tillflöden från land samt turbulent blandning och jordens rotation. Modellen har satts upp för 2004, eftersom det är detta år som den tidigare modellen sattes upp för. Året kan betraktas som ett normalår avseende vindförhållanden. Simuleringsperioden är ett år med olika kombinationer av vind, vattenstånd och skiktning som spänner över den naturliga variationen i området.

Beräkningsnätet täcker hela Öregrundsgrepen, men upplösningen varierar rumsligt så att områden av särskilt intresse (till exempel Natura 2000-områdena) beskrivs med högre noggrannhet. Upplösningen är cirka 1 000 meter i norra Öregrundsgrepen och ökas successivt mot området där kvävet släpps ut, se figur 4-2. Vertikalt har beräkningsnätet överst två lager mellan ytan och ner till två meters djup vid medelvattenstånd. Båda lagren har samma tjocklek och varierar i tiden med vattenståndet i modellen. Därunder används 20 lager vars tjocklek varierar vertikalt, men inte i tiden.

Varje kvävekälla (N1–N6) modelleras individuellt och kan i efterhand summeras i de kombinationer man vill studera; maxscenariot och utfyllnadsscenario finns beskrivna i avsnitt 4.6.

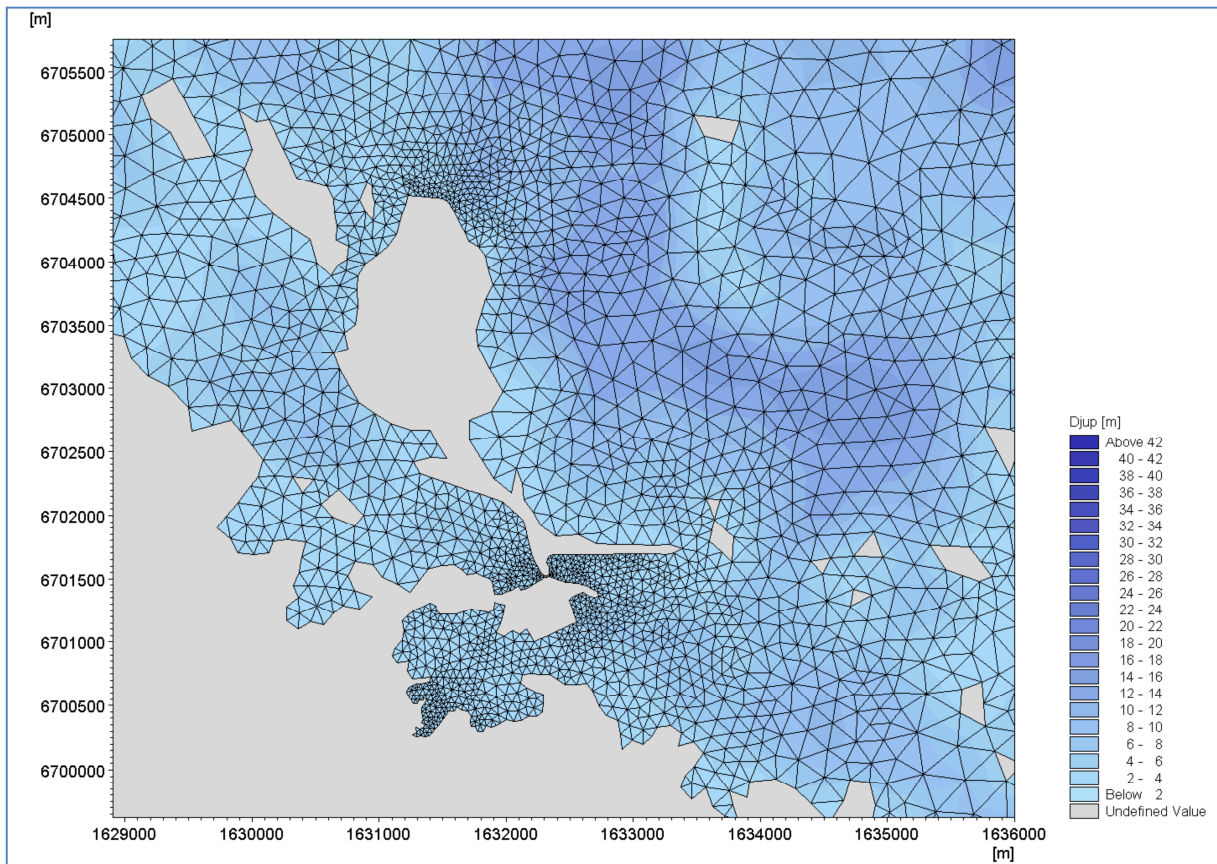
I modellen är bakgrundshalten är satt till noll och kvävet släpps ut kontinuerligt under hela året, men halterna beräknas endast för den kvävebegränsade sommarperioden (juni–september). Resultaten från beräkningarna ger en överskattning av halterna av kväve, eftersom modellen inte tar hänsyn till varken att det sker ett upptag av kväve i bottenvegetation utefter strömningsvägarna, att kväve fastläggs i bottensediment eller avgår i gasform till atmosfären.

Storleken på kylvattenflödet får konsekvenser för utspädningen och spridningen av det utsläppta kvävet och lokalt har det stor påverkan på strömmarna i området. Därför simulerades tre olika kylvattenflöden. Det första med alla tre reaktorerna igång (160 m³/s), det andra med ett flöde motsvarande en reaktor i drift (50 m³/s) och det tredje utan någon reaktor i drift.

I tabell 4-7 ges sammanställning av haltförhöjningen av kväve under sommaren i olika delområden per ton utsläppt kväve från de olika källorna (N1–N6), vid de olika kylvattenflödena (0, 50, respektive 160 m³/s). Där framgår bland annat att de olika kylvattenflödena påverkar de beräknade halterna olika i de olika områdena. Skillnaderna i beräknade halter är emellertid små och fortsättningsvis beskrivs bara effekter och konsekvenser av haltförhöjningar vid det största kylvattenflödet, 160 m³ per sekund. Kallrigafjärden avser den inre delen av Natura 2000-området Kallriga. Delområdenas lägen framgår av figur 3-2 och 3-3 och utsläppspunkternas lägen av figur 4-1.

Tabell 4-7. Sammanställning haltförhöjningen (µg/l) under sommarperioden (juni–september) i olika delområden per ton utsläppt kväve från de olika källorna (N1–N6), vid olika kylvattenflöden (0, 50 och 160 m³/s). Färgskalan graderar haltförhöjningen av kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

Källa	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N1	N2	N3	N4	N5	N6
Kylvattenflöde (m ³ /s)	0	0	0	0	0	0	50	50	50	50	50	50	160	160	160	160	160	160
Skaten-Rångsen	0,08	0,14	0,15	0,08	0,08	0,08	0,08	0,14	0,15	0,08	0,08	0,08	0,07	0,14	0,15	0,07	0,07	0,07
Yttre Grepen	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Kallriga 2000	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07
Kallrigafjärden	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02



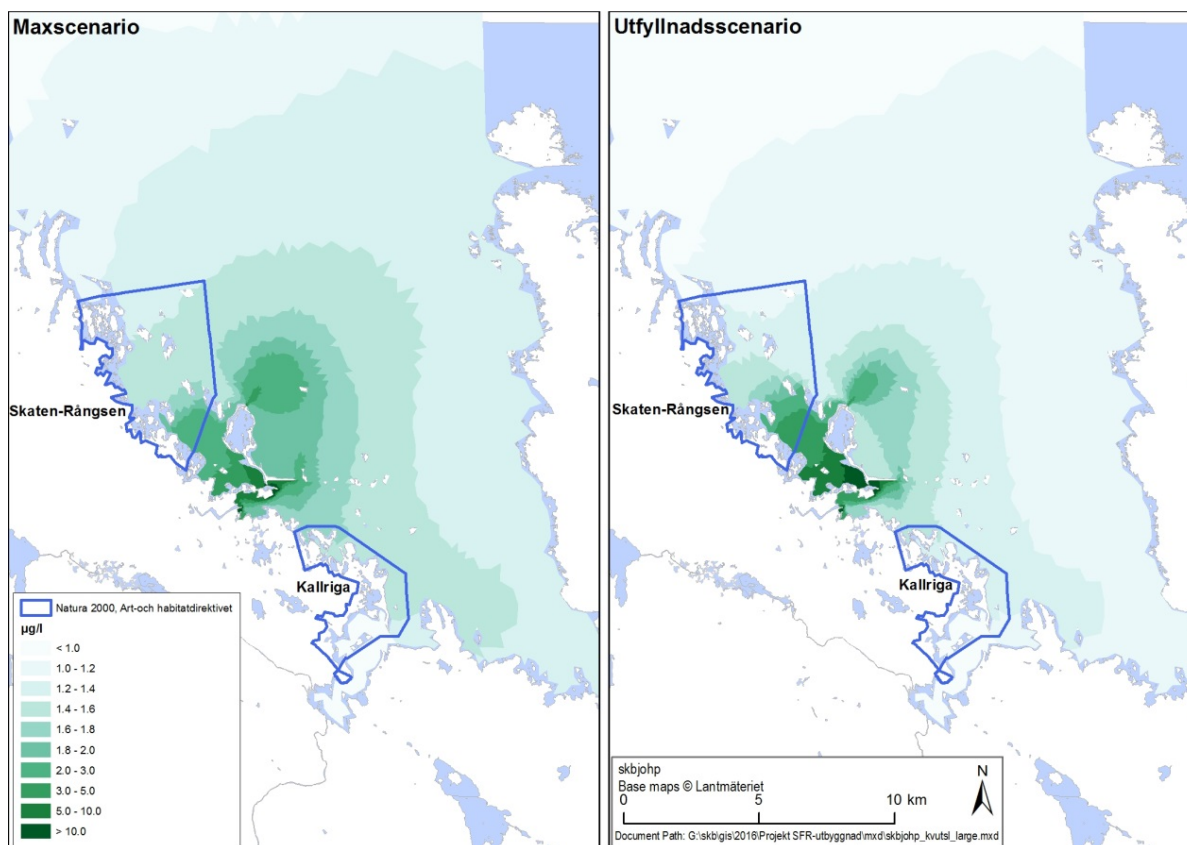
Figur 4-2. Beräkningsnätet och modelldjupen i området runt utsläppspunkterna. Polygonerna representerar de minsta enheterna som modelleras och rumsliga upplösningen är störst i närheten av utsläppspunkterna. I vertikal led är modellen uppdelad i ett antal lager. Koordinater i RT90 25 gon V.

4.7.2 Genomsnittliga haltförhöjningar

Modelleringen av kväveutsläppen ger en bild av de genomsnittliga haltförhöjningar som uppkommer i vattenrecipienten, under förutsättning att kvävet sprids utan att fastläggas eller försvinna till atmosfären. Denna förenkling av spridningsmönstret beskriver därmed de halter som med de försiktiga antagandena som gjorts, maximalt skulle kunna uppkomma i recipienten. I avsnitt 5.4 beskrivs och används en modell för beräkning av mängden kväve som skulle kunna tas upp av bottenvegetation och växtplankton.

I figur 4-3 visas halternas fördelning i Öregrundsgrepen för de två scenarierna, maxscenariot som representerar den kombination av SFR och Kärnbränsleförvaret som ger upphov till den högsta halten under juni–september ett enskilt år, och utfyllnadsscenarioet som representerar den situation där utfyllnaderna vid SFR är som störst i kombination med maximalt utsläpp från Kärnbränsleförvaret. För båda scenarierna visas situationen för år 2024 och kylvattenflödet 160 m³ per sekund. Den genomsnittliga haltförhöjningen i några avgränsade delområden för utsläpp av kväve enligt maxscenariot och utfyllnadsscenarioet för utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret redovisas i tabell 4-8. Motsvarande haltförhöjningar enbart för utsläpp av kväve från utbyggnaden av SFR redovisas i tabell 4-9. I figur 4-4 framgår fördelningen mellan SFR och Kärnbränsleförvaret för maxscenariot.

Båda scenarierna ger snarlika resultat, det vill säga störst haltförhöjning runt stora Asphällan på grund av utfyllnaderna norr om SFR, låga halter i södra delen av Asphällsfjärden på grund av kylvattenströmmen, en plym utanför Biotestsjön och avtagande halter i alla riktningar från utsläppspunkterna på grund av gradvis ökande utspädning. Skillnaderna är att maxscenariot ger generellt lite högre halter i större delen av Öregrundsgrepen, medan utfyllnadsscenario ger större haltförhöjning lokalt i Dyviksfjärden och södra delen av Natura 2000-området Skaten-Rångsen.



Figur 4-3. Modellerade koncentrationsökningar av kväve i Öregrundsgrepen för de två scenarierna, **maxscenariot** (vänster) som representerar den kombination av utsläpp från utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret som ger upphov till den högsta halten under juni–september ett enskilt år, och **utfyllnadsscenario** (höger) som representerar den situation där utfyllnaderna vid SFR är som störst i kombination med maximalt utsläpp från Kärnbränsleförvaret. För båda scenarierna visas situationen för år 2024 och kylvattenflödet 160 m³ per sekund.

Tabell 4-8. Genomsnittlig haltförhöjning enskilda år i några delområden för maxscenariot och utfyllnadsscenarioet (µg per liter). Färgskalan graderar haltförhöjningen av kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

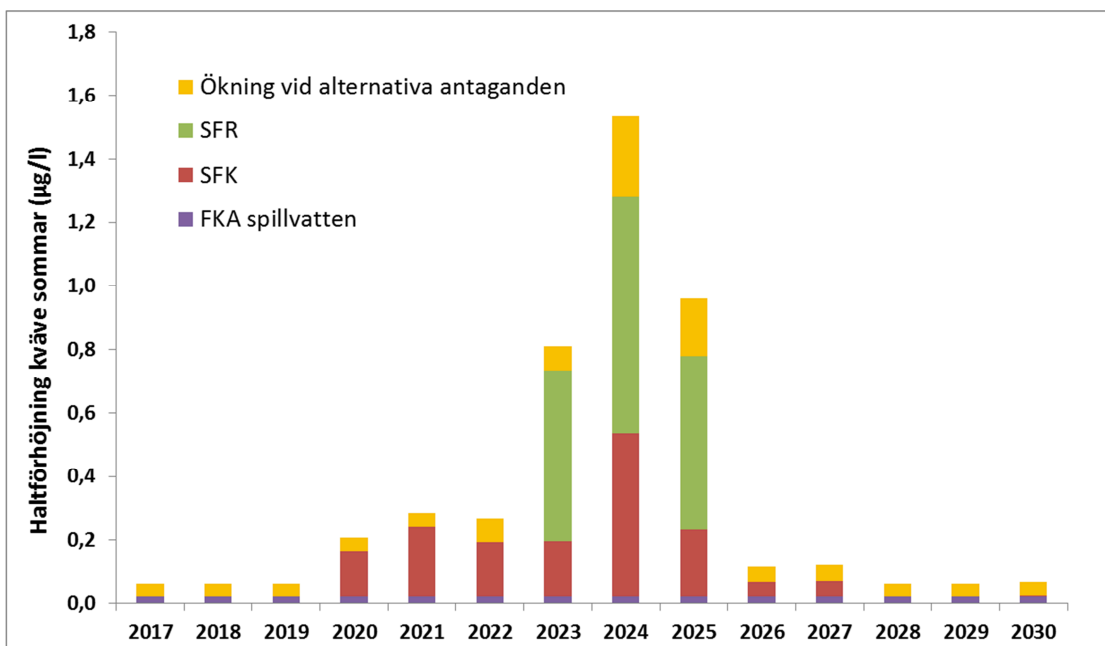
Område	Scenario	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
Skaten-Rångsen	Maxscenariot	0,18	0,26	0,21	1,17	1,50	0,89	0,07	0,07	0,02	0,02	0,03
	Utfyllnadsscenarioet	0,18	0,26	0,21	0,21	1,53	1,18	0,71	0,07	0,02	0,02	0,03
Kallriga 2000	Maxscenariot	0,19	0,27	0,22	0,89	1,49	0,91	0,07	0,08	0,02	0,02	0,03
	Utfyllnadsscenarioet	0,19	0,27	0,22	0,22	1,27	1,15	0,72	0,08	0,02	0,02	0,03
Kallrigafjärden	Maxscenariot	0,06	0,09	0,07	0,29	0,48	0,30	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01
	Utfyllnadsscenarioet	0,06	0,09	0,07	0,07	0,41	0,37	0,23	0,03	0,01	0,01	0,01
Öregrundsgrepen	Maxscenariot	0,17	0,24	0,19	0,73	1,28	0,78	0,07	0,07	0,02	0,02	0,02
	Utfyllnadsscenarioet	0,17	0,24	0,19	0,20	1,07	0,98	0,61	0,07	0,02	0,02	0,02

Tabell 4-9. Haltförhöjning enbart till följd av utsläppen från utbyggnaden av SFR exklusive tillförseln av spillvatten (jfr tabell 4-8 där summan av utsläppen från Kärnbränsleförvaret och SFR redovisas). Färgskalan graderar haltförhöjningen av kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

Område	Scenario	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
Skaten-Rångsen	Maxscenariot	0,00	0,00	0,00	0,96	0,93	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Utfyllnadsscenarioet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,93	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00
Kallriga 2000	Maxscenariot	0,00	0,00	0,00	0,67	0,88	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Utfyllnadsscenarioet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,88	0,65	0,00	0,00	0,00	0,00
Kallrigafjärden	Maxscenariot	0,00	0,00	0,00	0,22	0,29	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Utfyllnadsscenarioet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,29	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00
Öregrundsgrepen	Maxscenariot	0,00	0,00	0,00	0,54	0,74	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Utfyllnadsscenarioet	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	0,74	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00

Resultaten från modelleringen av kvävespridningen beskriver en genomsnittssituation över sommaren för ett normalår, vilket innebär att ett enskilt år med andra klimatologiska förhållanden kan avvika från denna genomsnittsbild. En annan osäkerhet i beräkningarna relaterar till de grundantaganden som görs i avsnitt 4.2 för utsläppens fördelning mellan olika utsläppspunkter och reningsgraden av lakvatten i FKA:s reningsverk.

Eftersom detaljprojektering för kvävereningen i FKA:s reningsverk fortfarande pågår, utvärderas effekten av om reningsgraden bara når 70 % (i stället för det i beräkningarna antagna 90 %). Med detta antagande ökar halterna i Öregrundsgrepen som mest med cirka 25 % det värsta året jämfört med halten för maxscenariot och ett kylvattenflöde på 160 m³/s (figur 4-4). Även för övriga vattenområden blir haltförhöjningarna cirka 25 % högre.



Figur 4-4. Haltförhöjning av totalkväve i Öregrundsgrepen vid utbyggnaden av SFR och uppförande av Kärnbränsleförvaret för maxscenariot och kylvattenflödet 160 m³/s. Basnivån utgår reningsgraden 90 % i reningsverket. Den gula stapeln speglar den haltökning som blir följden i Öregrundsgrepen om reningsgraden istället är 70 %.

4.7.3 Partikelspårningsmodellering av transporttider och transportvägar

Den hydrodynamiska strömningsmodellen kombinerades med en partikelspårningsmodell (Moreno Arancibia 2016) i syfte att uppskatta transportvägar, transporttider och uppehållstider. Resultaten från partikelspårningen innehåller information om var partiklar från respektive utsläppspunkt, befinner sig vid ett givet tillfälle. Därigenom kan analyser göras av hur stor del av partiklarna (kvävet) som passerar till exempel ett Natura 2000-område, hur lång tid transporten till området tar och hur länge partiklarna stannar i området. Dessa uppgifter kan användas för att uppskatta hur stora mängder kväve som skulle kunna tas upp av bottenvegetationen utmed spridningsvägarna.

Partiklarna i partikelspårningen är passiva, vilket innebär att deras förflyttning endast beror på vattnets rörelse. Modelleringen visar således hur kvävet skulle transporteras om det följde med vattenströmmarna och inte försvann genom denitrifikation eller via upptag längs vägen. På grund av långa beräkningstider släpps partiklarna i modellen ut kontinuerligt endast under perioden 1 maj till 31 juli, men resultaten antas representera hela den kvävebegränsade sommarperioden. Varje partikel följs i 60 dagar efter frisläppandet och andelen partiklar som passerar något av områdena senare än 60 dagar anses vara försumbar.

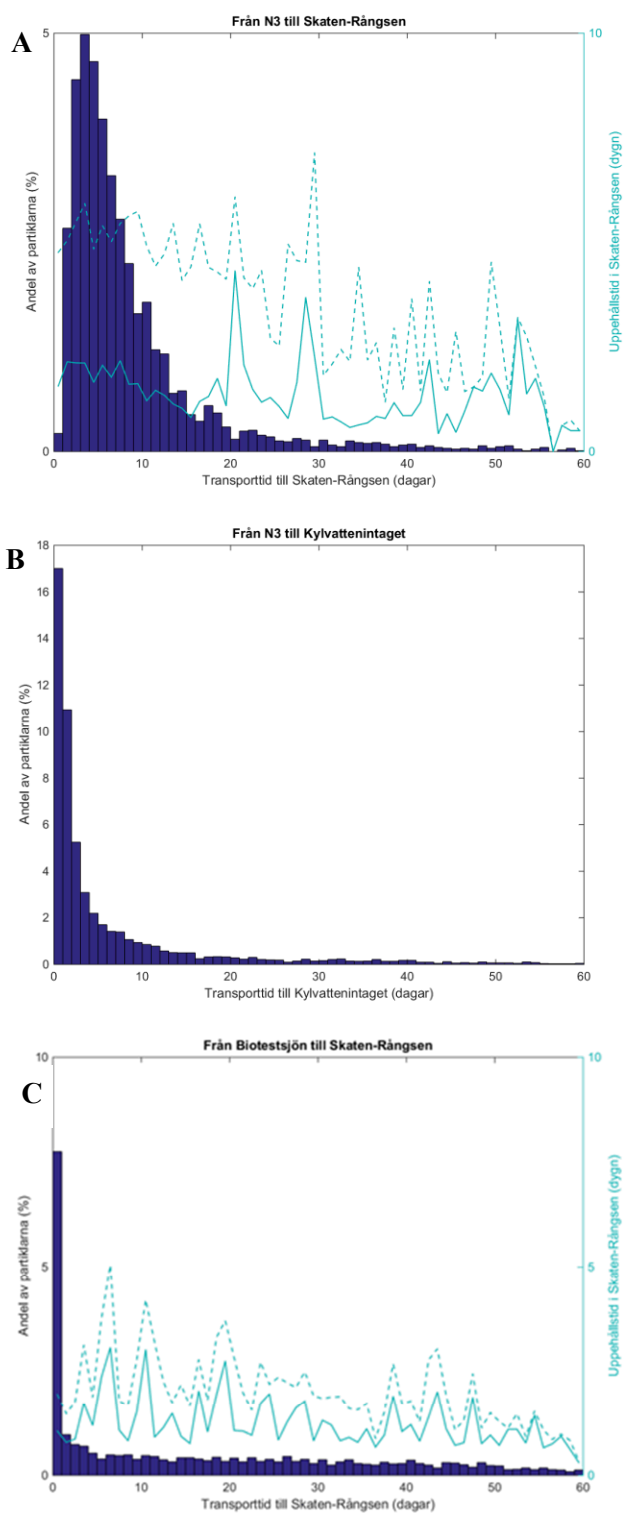
Med två undantag används samma utsläppspunkter som för strömningsmodelleringen (se figur 4-1). Utsläppspunkt N4 är inte med, eftersom den ligger nära N5 och partiklarna från båda dessa källor antas uppföra sig på likartat sätt. Det andra undantaget är att partiklar även släpps ut i läget för kylvattenutflödet vid Biotestsjöns utlopp, då de partiklar som sugts in i kylvattenintaget inte går att spåra fram till Biotestsjöns utlopp med den aktuella modelluppställningen. Läget vid Biotestsjöns utlopp representerar både utsläppen från FKA:s reningsverk (N6) som går ut direkt i kylvattenkanalen och de utsläppspunkter vars partiklar sugts in i kylvattenkanalen. Endast scenariot med det högsta kylvattenflödet på 160 m³ per sekund används vid partikelspårningen. Enligt resultaten från modelleringarna av kvävespridningen, är skillnaderna i utfall små, jämfört med det lägre flödet (50 m³/s), tabell 4-10.

Från Kärnbränsleförvarets (N4, N5) och reningsverkets (N6) utsläppspunkter långt inne i Asphällsfjärden sugas alla partiklar relativt snabbt in i kylvattenkanalen. Via Biotestsjöns utlopp transporteras 32 % av partiklarna mot Natura 2000-området Skaten-Rångsen och 26 % mot Natura 2000-området Kallriga, medan övriga partiklar sprids i Öregrundsgrepen och till stor del vidare ut i Bottenhavet. Från SFR:s utsläppspunkter (N1–N3) följer en del av partiklarna samma transportväg – via kylvattenintaget och Biotestsjön – medan, i synnerhet för utfyllnaderna vid Stora Asphällan (N2, N3), transporteras en relativt stor del direkt mot Natura 2000-området Skaten-Rångsen och en mindre del mot Natura 2000-området Kallriga, utan att passera kylvattenkanalen, se figur 4-5.

Från utfyllnaderna vid Stora Asphällan passerar knappt 60 % av partiklarna Natura 2000- området Skaten-Rångsen tillsammans med drygt 30 % från övriga utsläppspunkter, se tabell 4-11. Natura 2000-området Kallriga passeras av cirka 25 % av partiklarna oberoende av utsläppspunkt. Omkring en fjärdedel av partiklarna från SFR-utfyllnaderna når fram till de inre grundare delarna Skaten-Rångsen, medan sannolikheten för partiklar från övriga källor att nå dessa områden är under 10 %. Sannolikheten för partiklarna att nå de inre delarna av Kallriga är ännu lägre (cirka 3 %).

Den genomsnittliga transporttiden från utsläppspunkterna till Natura 2000-områdena är 13–19 dygn. Uppehållstiden i områdena är i genomsnitt 1–5 dygn i Skaten-Rångsen och 0,5–1,5 dygn i Kallriga, se tabell 4-11.

Vid högsta kylvattenflöde (160 m³/s) passerar cirka hälften av kylvattnet (från reaktor 1 och 2) genom Biotestsjön, där tiden för vattenomsättningen i huvudfåran har uppskattats till mellan tre och sex timmar. Resterande kylvatten (från reaktor 3) som släpps ut i kanalen bredvid Biotestsjön har kortare omsättningstid. Generellt sett tar det längre tid för partiklarna att nå de inre delarna av Natura 2000-områdena, och de genomsnittliga uppehållstiderna i dessa inre områden spänner mellan ett halvt dygn (Skaten-Rångsen) upp till nästan tre dygn (Kallriga).



Figur 4-5. Histogrammen beskriver ett exempel på fördelningen av transporttiden för partiklarna från en av utsläpsskällorna (N3) direkt till Natura 2000-området Skaten-Rängsen via Dyviksfjärden (A), eller genom att partiklarna sugas in i kylvattenkanalen (B) och släpps ut via Biotestsjön och vidare mot Natura 2000-området Skaten-Rängsen (C). Linjerna visar den genomsnittliga uppehållstiden i området för partiklar med en viss transporttid. Den heldragna linjen visar den genomsnittliga uppehållstiden vid första besöket för partiklar med en viss transporttid, medan den streckade linjen även inkluderar uppehållstiden om partikeln transporteras tillbaka in i området vid ett eller flera senare tillfällen (inom 60 dagar från utsläppstiden).

Tabell 4-10. Resultat från partikelspårningen. Andelen av utsläppta partiklar från olika utsläppskällor som når respektive Natura 2000-område samt den genomsnittliga transporttiden (alla transportvägar inkluderade) från utsläppet till första ankomst till området.

	Område	Källa			
		N1	N2	N3	N4-N6
Andel av partiklarna som når området (%)	Skaten-Rångsen	34	57	59	32
	Inre Skaten-Rångsen	9	25	26	7
	Kallriga	26	27	28	26
	Inre Kallriga	3	3	3	3
Transporttid (dygn)	Skaten-Rångsen	18	13	13	19
	Inre Skaten-Rångsen	23	16	15	25
	Kallriga	16	19	19	16
	Inre Kallriga	13	15	18	14

Tabell 4-11. Resultat från partikelspårningen. Den genomsnittliga uppehållstiden vid första besöket (Upphållstid 1) eller den totala uppehållstiden under 60 dygn efter utsläppet (Upphållstid 2) i respektive område för partiklar från olika utsläppspunkter. För källorna N1–N3 avses uppehållstiden för de partiklar som inte transporterats via kylvattenkanalen/Biotestsjön. Utsläppspunkten Biotestsjön innefattar partiklar från alla källor som transporterats den vägen.

	Område	Källa/Utsläppspunkt			
		N1	N2	N3	Biotestsjön
Upphållstid 1 (dygn)	Skaten-Rångsen	1,3	1,7	1,8	1,2
	Inre Skaten-Rångsen	0,5	0,5	0,6	0,4
	Kallriga	0,5	0,6	0,6	0,6
	Inre Kallriga	1,0	1,2	1,4	1,8
Upphållstid 2 (dygn)	Skaten-Rångsen	4,5	5,0	5,1	2,1
	Inre Skaten-Rångsen	1,2	1,2	1,3	1,0
	Kallriga	1,4	1,2	1,3	1,2
	Inre Kallriga	1,7	1,5	1,7	2,5

5 Ekologiska effekter av tillfört kväve

I detta kapitel finns först en kort sammanfattning av kvävet funktion, kretslopp och övergödningens problematiken i Östersjön (avsnitt 5.1). Därefter utreds de kumulativa ekologiska effekterna av kvävetillskottet från SKB:s verksamhet (utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret) på vattenkvalitet (5.2), bottenvegetationen på djupa och grunda bottnar (5.3 och 5.4), samt övriga övergödningseffekter (5.5). Slutligen diskuteras påverkan av bidraget från utbyggnaden SFR avseende ekologiska effekter (5.6).

5.1 Kvävet funktion, kretslopp och problematik

Allt liv, i havet såsom på land, behöver näring för att kunna växa och utvecklas normalt. Basen i ett ekosystem utgörs främst av primärproducenterna, de som utför fotosyntes. I öppna havet är det växtplankton (mikroskopiska, encelliga alger) som står för den största andelen av fotosyntesen, men i kustområden kan bottenvegetationen dominera. Tillsammans med solljusets energi, koldioxid, vatten och näring bildas organiskt material, restprodukten är syre. I Östersjön är det antingen solljuset eller tillgången på och förhållandet mellan de viktigaste näringsämnen kväve (N) och fosfor (P) som reglerar hur mycket och vilken typ av alger det blir. Producenterna tar oftast upp näringen i löst oorganisk form, det vill säga som ett närsalt: fosfor som fosfat, kväve som nitrat, nitrit eller ammonium.

I ytvattnet, där det finns tillräckligt med solljus under sommarhalvåret, omsätts närsalterna i den biologiska produktionen av växtplankton och bottenvegetation. Med tiden sjunker döda växt- och djurdelar ner mot botten, bryts ner och närsalterna återförs till vattnet. Koncentrationen av närsalter är därför alltid högre i bottenvattnet än i ytvattnet. När sedan höst- och vinterstormar blandar om vattnet, förs en del av det näringsrika bottenvattnet upp till ytan där näringsämnen återigen blir tillgängliga för den biologiska produktionen.

5.1.1 Kväve- eller fosforbegränsning?

För att kunna bedöma effekter av kvävetillskott är det viktigt att veta om det är kväve eller fosfor som begränsar produktionen i området. Generellt är produktionen fosforbegränsad i Bottenviken och, åtminstone under våren och försommaren, kvävebegränsad i egentliga Östersjön (figur 3-1). Detta beror till stor del på biogeokemiska processer som har med salt- och syreförhållanden att göra. Fosfor binds till bland annat järn i syresatta botten sediment, särskilt vid låg salthalt som i Bottenviken och blir därför en bristvara. Vid syrebrist, i synnerhet vid högre salthalter, frigörs däremot fosfor från sedimenten, vilket sker i stor utsträckning i egentliga Östersjön. Vid låga syrekoncentrationer i sediment eller vattenmassan, sker även en omvandling av nitrat till kvävgas (denitrifikation) som inte kan utnyttjas av producenterna (undantaget cyanobakterier). Dessa processer gör att kväve är begränsande i egentliga Östersjön under vårbloomingen. Under sommaren kan däremot fosfor bli begränsande för den totala produktionen även i egentliga Östersjön, eftersom cyanobakterier som fixerar kvävgas och trivs under sommaren, inte begränsas av tillgången på nitrat och ammonium i vattnet utan växer tills fosfor tar slut (Hjerne 2016).

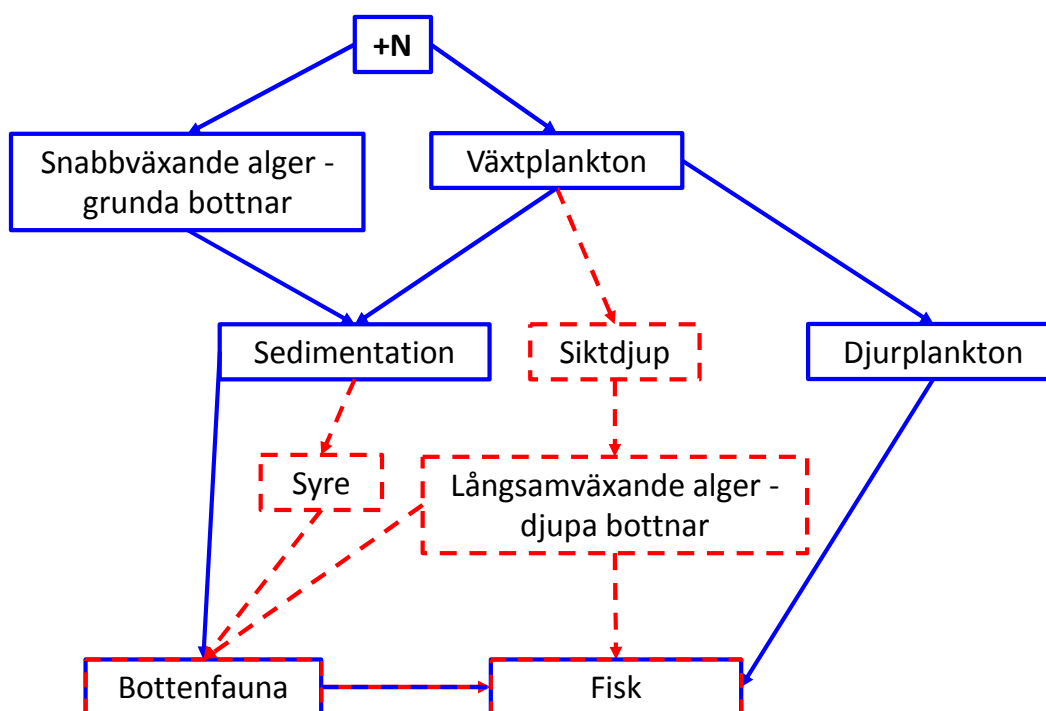
För att motverka övergödning i egentliga Östersjön anser många att belastningen av både kväve och fosfor måste begränsas, medan vissa hävdar att det räcker att begränsa tillförseln av fosfor eftersom en minskad kvävetillförsel skulle leda till större blomningar av kvävefixerande cyanobakterier som ändå skulle kompensera för den minskade kvävebelastningen. På senare tid har det framkommit att det under sommarperioden kan vara kväve som är begränsande, se avsnitt 3.2.3. I Bottniska viken (Bottenviken, Norra Kvarnen och Bottenhavet) anses det viktigare att begränsa fosfortillförseln. Enligt en dom i EU-domstolen (2009) finns även ett undantag norr om Norrtälje kommun, från kravet i EU-rådets (1991) avloppsdirektiv om särskild kväverening av avloppsvatten från tätbebyggelse med mer än 10 000 personequivalerter.

Medan produktionen i Bottenviken är fosforbegränsad och i egentliga Östersjön huvudsakligen kvävebegränsad, utgör Bottenhavet en mer komplex övergångszon där produktionen kan begränsas av antingen fosfor eller kväve eller båda dessa i kombination. Forsmark ligger vid Bottenhavet på gränsen till egentliga Östersjön. Där råder under vårblomningen fosforbegränsande förhållanden, men övergår i kvävebegränsning under sommarperioden (maj–september, se avsnitt 3.2.2).

5.1.2 Övergödningseffekter

Övergödningen av Sveriges kuster och omgivande hav är sedan lång tid ett av våra betydande miljöproblem. Stora ansträngningar gjorts under de senaste decennierna för att begränsa utsläppen av övergödande ämnen, både i Sverige och i andra länder. Lokala förbättringar har skett i många kustområden, men i andra delar och i öppna Östersjön finns fortfarande många problem kvar.

Den ökade närsaltstillförseln och de högre närsaltkoncentrationerna har lett till ökad produktion och biomassa av växtplankton i vattenmassan, vilket i sin tur har resulterat i ett grumligare vatten med minskat siktdjup (Hjerne 2016). I kustområdena har produktionen av snabbväxande ettåriga fintrådiga makroalger ökat. Samtidigt har fleråriga och långsamväxande arter som blåstång minskat, men sedan 1990-talet verkar en svag återhämtning ha skett. Även i grundare områden kan bottenvegetationen minska till följd av bland annat försämrat siktdjup och sedimentation. Fintrådiga alger kan på grund av sin stora yta ta upp närsalter effektivt och därigenom konkurrera med annan bottenvegetation om närsalter, men även om ljus (genom påväxt) och habitat genom att ockupera tillgängliga ytor för rekrytering. När fintrådiga alger lossnar kan drivande algmattor bildas som hamnar på stränder eller djupare bottenar med lokala negativa effekter på faunan som följd. Den ökade produktionen har lett till ökad sedimentation av organiskt material, som bryts och kan orsaka syrebrist på botten och i djupvattnet. Det finns också effekter av övergödning som vi människor uppfattar som positiva, till exempel leder generellt ökade produktionen av alger till mer föda för djurplankton och bottenlevande djur, vilket gynnar produktionen av fisk. Samtidigt kan fisk och bottenfauna påverkas negativt av syrebrist och försämrat habitat, figur 5-1.



Figur 5-1. Schematisk beskrivning av några viktiga processer vid tillförsel av kväve, det vill säga övergödning. Blåa heldragna linjer indikerar positiva effekter/ökningar och röda streckade linjer indikerar en negativa effekter/minskningar. Blå-röda linjer tyder på att gruppen (bottenfauna och fisk) påverkas både positivt och negativt och att nettoeffekten därför är osäker.

5.2 Effekter på vattenkvalitet

En ökning av kvävetillförseln förväntas öka produktionen och biomassan av växtplankton, vilket leder till högre klorofyllkoncentrationer och minskat siktdjup. I detta avsnitt uppskattas hur vattenkvaliteten i området runt Forsmark under sommaren (juni–september) skulle kunna påverkas, baserat på de beräknade haltförhöjningarna från SKB:s kväveutsläpp enligt spridningsmodellen för maxscenariot och utfyllnadsscenarioet (se avsnitt 4.6). Utgångspunkten är det försiktiga antagandet att allt kväve sprids i vattenmassan och att inget tas upp och fastnar i till exempel bottenvegetationen runt utsläppspunkterna. Detta antagande diskuteras i avsnitt 5.4.

5.2.1 Kväve

Övergödning påverkar vattenkvaliteten negativt och kan uppskattas på olika sätt, varav koncentrationen av närsalter är ett. Kvävet från SKB:s utsläpp uppträder i lättillgänglig oorganisk form (DIN). I stora delar av Öregrundsgrepen beräknas ökningen bli 1–2 µg/l (figur 4-3), vilket kan tyckas mycket i förhållande till den genomsnittliga sommarkoncentrationen av DIN på cirka 2,4 µg/l (Asphällsfjärden). Att jämföra med DIN-koncentrationen är dock inte relevant, eftersom den är låg just för att producenterna snabbt tar upp tillgängligt kväve under sommaren. Om samma kväveökning istället jämförs med den genomsnittliga sommarkoncentrationen av totalkväve i Asphällsfjärden (268 µg/l) beräknas ökningen bli väldigt liten (mindre än 1 %, se tabell 3-1). Denna jämförelse är intressant eftersom totalkväve ingår i miljö kvalitetsnormerna för ekologisk status (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Däremot säger jämförelsen inte mycket om hur stor effekt utsläppen kan tänkas ha på primärproduktionen eller växtplanktonbiomassan, eftersom större delen av totalkvävet utgörs av relativt stabilt löst organiskt kväve som producenterna inte kommer åt. Mer relevant är därför den ökning på 2–5 % av den genomsnittliga

sommarkoncentrationen av partikulärt organiskt kväve (PON, 43 µg/l, se tabell 3-2) som en ökning av kvävekoncentrationen på 1–2 µg/l skulle resultera i om kvävet togs upp av växtplankton.

5.2.2 Klorofyll

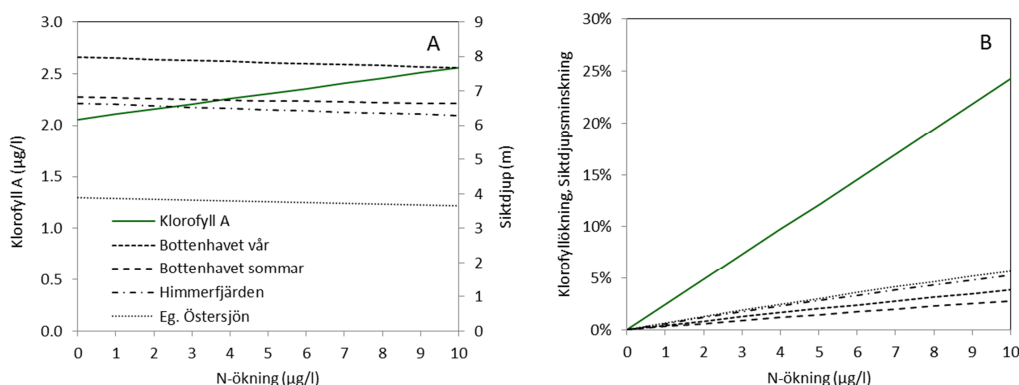
Växtplankton utgör en viktig del av partikulärt organiskt kväve (PON) och eftersom klorofyllkoncentrationen i det närmaste är proportionell mot PON under sommaren (Hjerne 2016) skulle den relativa klorofyllökningen därmed förväntas bli lika stor som för PON (2-5 %). Det finns dock en möjlighet att klorofyll (det vill säga växtplanktonbiomassan) skulle kunna öka mer än PON i närheten av ett kväveutsläpp. PON består inte enbart av växtplankton, utan även av det kväve som finns i små djurplankton, bakterier och dött organiskt material (detritus). Vid ett kväveutsläpp tas kvävet upp av producenterna (växtplankton) och därför bör den relativa ökningen av växtplanktonbiomassan och därmed även av klorofyllkoncentrationen initialt bli större än för PON. Med tiden kommer dock detta kväve att spridas till djurplankton, bakterier och detritus. Detta förväntas ske relativt snabbt under sommaren, eftersom omsättningshastigheten för växtplankton är hög (cirka 40 % per dag). Närmast utsläppskällorna skulle därför den relativa klorofyllökningen uppskattningsvis bli cirka 3,5 ggr högre än den relativa ökningen i PON-koncentration, men ju längre från utsläppspunkten (i tid) desto mindre bör skillnaden bli (Hjerne 2016).

Kväveökningen i de mest påverkade delarna av Skaten-Rångsen skulle både i max- och utfyllnadsscenario hamna på cirka 3 µg/l, vilket motsvarar en ökning av PON och klorofyll med 7 %, figur 5-2. I Kallriga skulle motsvarande koncentrationsökningar bli knappt 2 µg/l, vilket motsvarar en klorofyllökning med cirka 5 %. Dessa uppskattningar förutsätter att kvävet, som initialt togs upp av växtplankton, har hunnit sprida sig till bakterier, djurplankton och detritus, vilket är rimligt med tanke på att den snabba omsättningstiden och att det i genomsnitt tar mellan 13 och 19 dagar, beroende på utsläppspunkt, för kvävet att transporteras till gränsen för Skaten-Rångsen.

5.2.3 Siktdjup

Siktdjupet minskar ju mer klorofyll vattnet innehåller, men påverkas även av mängden suspenderat partikulärt material och koncentrationen av humusämnen. Baserat på observationer har samband mellan siktdjup och dess faktorer beskrivits för fyra olika delar av Östersjön, figur 5-2 (Harvey et al. 2015). Utifrån dessa samband och koncentrationerna av suspenderat partikulärt material och humusämnen i Asphällsfjärden, uppskattas förändringarna i siktdjup för ökning av klorofyllkoncentrationer som förväntas i Forsmarksområdet som en följd kväveutsläppen (Hjerne 2016).

Utan kväveökningen förutser modellerna ett siktdjup som är jämförbart med det observerade medelsiktdjupet på 5,6 (±1,1) meter under sommaren (juli–augusti) ute i Öregrundsgrepen. Ökningar i kvävekoncentrationen med 1–2 µg/l, vilket motsvarade klorofyllökningar på 2-5 %, resulterar i en försämring av siktdjupet med mindre än 1 %. Närmare utsläppspunkterna ger kvävehaltökningar på 5 och 10 µg/l, vilket motsvarar en ökning av klorofyll på 12 och 24 %, en försämring av siktdjupet med cirka 2 respektive 4 %. Observera dock att siktdjupsförsämringen, liksom ökningen av klorofyll, skulle kunna vara upp till 3,5 gånger större närmast utsläppspunkterna. Klorofyllhalten skulle därmed närmast kunna fördubblas nära utsläppspunkterna, medan den uppskattade siktdjupsförsämringen skulle begränsas till drygt 15 %.



Figur 5-2. Sambandet mellan den beräknade koncentrationen av klorofyll A (A) eller relativa klorofyllökningen (B) och haltförhöjningen av kväve baseras på det proportionella förhållandet mellan klorofyll och partikulärt organiskt kväve. Det beräknade siktdjupet (A) och siktdjupsförsämringen (B) baseras på en modell (Harvey et al. 2015) där effekten av klorofyll, humusämnen och suspenderat partikulärt material skiljer sig i fyra olika delmodeller beroende på område i Östersjön och säsong.

5.2.4 Osäkerhet vid bedömning av effekter på vattenkvalitet

De förutsedda förändringarna i klorofyllkoncentrationer och siktdjup baseras på en rad antaganden som medför osäkerhet i resultaten. Utöver osäkerhet i utsläppens storlek och spridningsmodelleringen finns det två andra viktiga osäkerhetskällor: (i) den relativa ökningen av klorofyllkoncentrationen (växtplankton) skulle kunna vara upp till 3,5 gånger större än ökningen av det partikulära organiska kvävet, i synnerhet nära utsläppspunkterna och (ii) en stor del av kvävet skulle kunna tas upp av bottenvegetationen istället för av växtplankton.

Det är inte orimligt att bottenvegetationen tar upp åtminstone hälften av kvävet från utsläppen, vilket skulle halvera förändringarna i klorofyll och siktdjup (detta analyseras och diskuteras vidare i avsnitt 5.4). Istället för en fördubblad klorofyllhalt närmast utsläppspunkterna skulle detta medföra endast en 50-procentig ökning. Sammataget innebär det att redovisade resultat troligtvis innebär en överskattning av effekterna från SKB:s verksamheter.

5.3 Effekter på djupa botten

Om man utgår från att en ökad produktion av växtplankton resulterar i minskat siktdjup, kan produktionen och förekomsten av vegetation på djupare botten förväntas minska på grund av försämrade ljusförhållanden. Även snabbväxande påväxtalger kan ha en liknande konkurrenseffekt på mer långsamväxande arter.

5.3.1 Täckningsgrad och artantal

Inom ramen för det Naturvårdsverksfinansierade projektet WATERS (Göteborgs universitet 2016) pågår ett arbete med att utveckla och förbättra kriterier för att klassificera den biologiska statusen av svenska kustvatten inom ramen för Vattendirektivet (Blomqvist et al. 2014). I projektet används observationer från tusentals dyktransekter i kombination med miljövariabler för att hitta samband mellan vegetationen på lite djupare botten och övergödningsrelaterade variabler. Deras analyser använder den kumulativa täckningsgraden av bottenvegetation på både hård- och mjukbotten och antalet makroalgsarter. Dessa variabler relateras till övergödningsrelaterade faktorer samtidigt som de naturliga gradienterna i till exempel latitud, salthalt och vågexponering samt effekter av år, årstid, djup, dykare, med mera beaktas. På hårbotten minskar den kumulativa täckningsgraden vid en ökning av

totalkvävekoncentrationen och på både hård- och mjukbotten minskar täckningsgraden vid en siktdjupsminskning.

Även antalet arter minskar med ökade koncentrationer av totalkväve och minskande siktdjup. Utifrån dessa samband uppskattas förändringen i täckningsgrad (tabell 5-1) och artantal (tabell 5-2) och vid de förändringar i totalkvävekoncentrationer och siktdjup som kan förväntas i området runt Forsmark på grund av kväveutsläppen från SKB:s verksamhet (Hjerne 2016).

Tabell 5-1. Den relativa minskningen av den kumulativa täckningsgraden (%) vid olika ökning av totalkvävekoncentration (TN) och motsvarande siktdjupsförsämring (%).

N-ökning (µg/l)	Siktdjupsförsämring	Relativ minskning av täckningsgraden pga:			
		Hårdbotten			Mjukbotten
		TN	Siktdjup	TN & siktdjup	Siktdjup
2	0,9	1,2	1,3	2,5	1,0
5	2,2	3,1	3,1	6,2	2,4
10	4,2	6,1	5,8	12	4,5

Tabell 5-2. Den relativa minskningen av antalet arter (%) vid olika ökning av totalkvävekoncentration (TN) och motsvarande siktdjupsförsämring (%).

N-ökning (µg/l)	Siktdjupsförsämring	Relativ minskning av artantal pga:		
		TN	Siktdjup	TN & siktdjup
2	0,9	0,5	0,8	1,2
5	2,2	1,2	1,8	3,0
10	4,2	2,3	3,5	5,8

5.3.2 Osäkerhet vid bedömning av effekter på djupa bottnar

Osäkerheten i uppskattningarna av haltförändringarna av totalkväve och siktdjup som redan diskuterats, påverkar direkt de uppskattade förändringarna bottenvegetationen på djupare bottnar. Därutöver finns en stor osäkerhet om hur väl de övergödningsrelaterade variablerna kan förklara förändringar i bottenvegetationen. Sambanden bygger på ett mycket stort antal dyktransekter och observationer, men trots det kan modellen för i synnerhet täckningsgraden på mjukbotten endast förklara en mindre del av variationen (25 %). Även om faktorer som salthalt, djup, med mera har tagits med i modellerna för att kompensera för lokala förhållanden är det oklart hur väl modellerna kan prediktera effekterna på bottenvegetationen under de specifika förutsättningar som råder i enskilda områden. Resultaten ger dock en fingervisning om vilken storleksordning på förändringar som kan förväntas.

5.4 Effekter på grunda bottnar

Det är svårt att, på ett liknande sätt som för växtplankton, uppskatta hur mycket biomassan av bottenvegetationen skulle kunna öka utifrån en haltförhöjning av kväve. Ett sätt att uppskatta hur mycket biomassan, inom till exempel ett Natura 2000-område maximalt skulle kunna öka är, att anta att allt kväve som enligt partikelspårningen (se avsnitt 4.7.3) passerar området, tas upp av bottenvegetationen. Detta förutsätter alltså att inget kväve försvinner på vägen och att sedan allt kväve tas upp av bottenvegetationen i området. Ingen av dessa förutsättningar är rimlig och en sådan uppskattning innebär en grov överskattning.

För att uppskatta hur mycket kväve som skulle kunna bindas i bottenvegetationen på vägen mot och i ett område, kombinerades resultaten från partikelspårningen med en *upptagsmodell för kvävet*. Fokus ligger i synnerhet på Natura 2000-områdena, eftersom de är av särskilt

skyddsintresse, men vissa slutsatser kan även dras för områden närmare utsläppspunkterna, samt för vattenkvaliteten (klorofyll, siktdjup) ute i Öregrundsgrepen.

5.4.1 Modell för kväveupptag

Modellen för kväveupptag bygger på några få enkla antaganden (Hjerne 2016):

- Eftersom det råder kvävebrist i Forsmarksområdet under sommaren, medan övriga faktorer för produktion är gynnsamma, antas upptaget av löst oorganiskt kväve ske momentant.
- Kvävet i växtplankton transporteras vidare i enlighet med partikelspårningsmodellen, medan kväve som togs upp av fastsittande bottenvegetation åtminstone tillfälligt stannade på platsen.
- I växtplankton omsätts (frigörs) 40 % och i bottenvegetation 3 % av kvävet dagligen och blir därigenom återigen tillgängligt för upptag av växtplankton eller bottenvegetationen.
- Det relativa kväveupptaget av bottenvegetation respektive växtplankton i ett område är kopplat till produktionen (uttryckt i kväve) av grupperna i området. I grunda områden med en stor biomassa och produktion av bottenvegetation tar bottenvegetationen alltid upp en större andel av kvävet än i djupare områden, där växtplankton står för en större del av produktionen.

Medeldjupet i Öregrundsgrepen är relativt litet (12,6 meter) och produktionen av bottenvegetation (makro- och mikrovegetation) uppskattats vara cirka tre gånger större än för växtplankton (Aquilonius 2010). Kväveupptaget är ungefär dubbelt så stort i bottenvegetationen som i växtplankton. I grundare områden är biomassan, produktionen och upptaget i bottenvegetation ännu mer dominerande. Detta indikerar att en avsevärd andel av kvävet skulle kunna tas upp av bottenvegetationen. Kväveupptaget i bottenvegetationen och växtplankton under sommaren är dock inte nödvändigtvis helt proportionellt mot det årliga upptaget. Vid kvävebrist under sommaren har små växtplankton ett snabbt kväveupptag tack vare sin stora yta i förhållande till volym, medan bottenvegetation genom sin större biomassa och lagringskapacitet kan utnyttja höga kvävekoncentrationer exempelvis vintertid (Sand-Jensen och Nielsen 2004).

I upptagsmodellen testas olika scenarier för hur stor del av kvävet som tas upp av bottenvegetation respektive växtplankton (Hjerne 2016). Bottenvegetationens andel av kväveupptaget i området utanför Biotestsjön används som referensvärde. Detta område är relativt djupt och innehåller mindre bottenvegetation än till exempel Natura 2000-området Skaten-Rångsen, där bottenvegetationen tar upp en större andel av kvävet. Mängden kväve som tas upp av bottenvegetationen jämförs slutligen med den uppskattade mängden kväve i all bottenvegetation inom området samt i de snabbväxande grupperna av bottenvegetation, det vill säga fintrådiga alger och bentiska mikroalger (Aquilonius 2010, Hjerne 2016).

5.4.2 Bottenvegetationens kväveupptag

Kvävet som förväntas släppas ut under sommaren i maxscenariot (8,6 ton) motsvarar cirka 5 % av kväveinnehållet bottenvegetationen och 12 % av kvävet i de snabbväxande grupperna av bottenvegetation under sommaren i hela Öregrundsgrepen. Enligt partikelspårningen passerar 34 % respektive 25 % av kvävet från utsläppen i maxscenariot Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen respektive Kallriga om det inte fastnar på vägen dit (scenario A i figur 5-3). I verkligheten kommer dock kvävet att tas upp av både växtplankton och bottenvegetation innan det når Natura 2000-områdena. Av det kväve som finns kvar som löst kväve i vattnet och som passerar Natura 2000-områdena, kommer inte allt hinna tas upp.

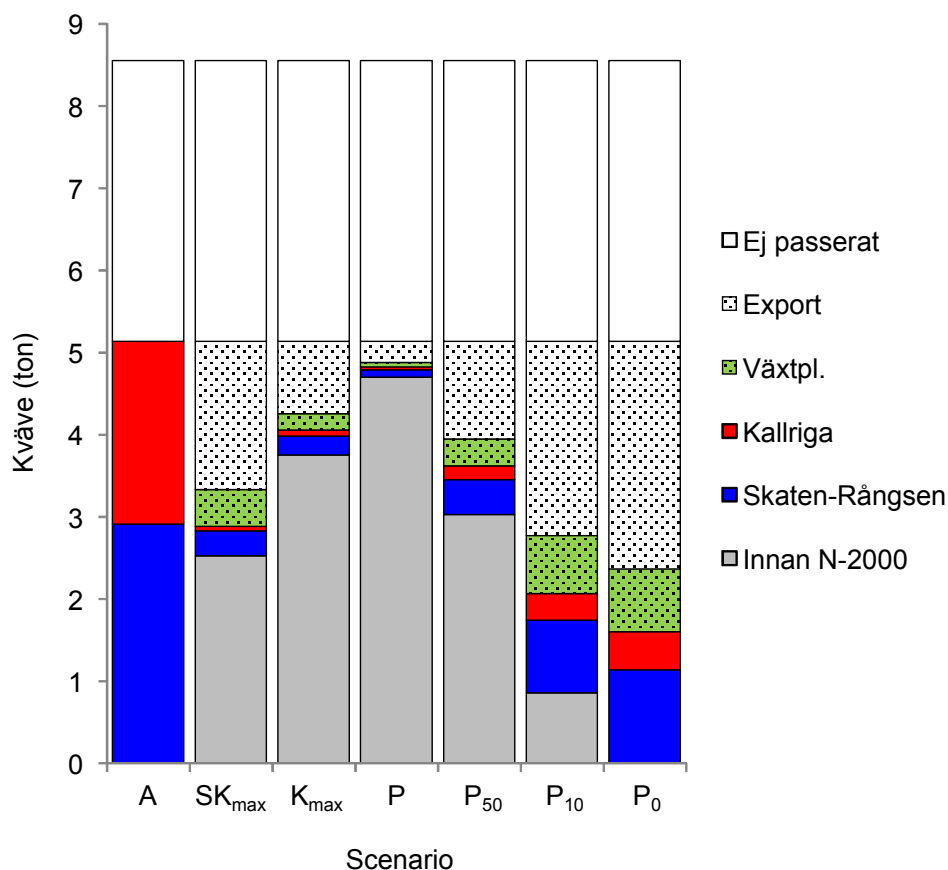
För Natura 2000-området Skaten-Rångsen maximeras upptaget om bottenvegetationen utanför Biotestsjön tar upp cirka 30 % av kvävet (scenario SK_{max}), medan ett 60-procentigt upptag (K_{max}) av bottenvegetationen ger störst kvävetupptag i Natura 2000-området Kallriga.

I dessa scenarier fastnar cirka 300 kilo kväve i Skaten-Rångsen och cirka 70 kilo i Kallriga, vilket utgör 3,5 % respektive 0,8 % av de totala sommarutsläppen. De fastlagda kvävemängderna i Natura 2000-områdena motsvarar omkring 1 % av kväveinnehållet i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena eller 2–3,5 % av kvävet i de snabbväxande grupperna, se tabell 5-3. Den största delen av kvävet som når Natura 2000-områdena passerar genom de yttre lite djupare delarna. Mindre än 0,25 % av de totala sommarutsläppen når och binds upp av bottenvegetationen i de inre grunda och mer skyddade vikarna av området, vilket motsvarar mindre än 20 kilo kväve per område.

När det dagliga kväveupptaget antas vara proportionellt (scenario **P**) mot det årliga uppskattade kvävebehovet (bottenvegetationen tar upp 87 % och växtplankton 13 % av kvävet i området utanför Biotestsjön), fastnar ännu mer kväve i bottenvegetationen innan det når fram till Natura 2000-områdena, figur 5-3. Kväveupptaget av bottenvegetationen närmast utsläppspunkterna skulle dock kunna vara lägre (1) om kväveupptaget begränsas på grund av fosforbrist vid stora kvävehaltökningar, (2) om biomassan av producenter inte är tillräckligt stor för att kunna ta upp allt kväve, (3) eller om bottenvegetationen nära utsläppet till och med minskar på grund av minskat siktdjup. (4). Dessutom skulle bottenvegetationens upptag av kväve utanför Biotestsjön kunna begränsas, om det uppvärmda vattnet inte blandas ner mot botten utan flyter ovanpå ett kallare bottenlager och inte blir fysiskt åtkomligt för bottenvegetationen (förrän det kommit fram till Natura 2000-området).

För att undersöka effekten av dessa mekanismer testades ytterligare scenarier där bottenvegetationens upptag av kväve, innan det når ett Natura 2000-område, reduceras samtidigt som upptaget inom Natura 2000-områdena behålls. Utifrån grundscenariot att kväveupptaget i bottenvegetationen och växtplankton är proportionellt mot det årliga uppskattade kvävebehovet (**P**), testades tre scenarier där kväveupptaget minskas till hälften (P_{50}), till en tiondel (P_{10}) eller helt och hållet (P_0) i Dyviksfjärden, Asphällsfjärden och utanför Biotestsjön innan kvävet når Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen eller Kallriga, figur 5-3.

Resultaten visar att kväveupptaget i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga ökar till cirka 400 respektive 160 kilo (figur 5-3) om kväveupptaget utanför Biotestsjön minskar till hälften, vilket motsvarar 3 % och 8 % av kvävet i den snabbväxande bottenvegetationen, se tabell 5-3. Om upptaget utanför Biotestsjön minskar med hela 90 %, blir upptaget i Natura 2000-områdena inte större än cirka ett ton. Detta motsvarar 3-6 % av kväveinnehållet i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena och 5-15% av kvävet i de snabbväxande arterna. Även helt utan upptag utanför Biotestsjön fastnar betydligt mindre kväve i Natura 2000-områdena än i scenario **A**. Orsaken är att bottenvegetationen inte hinner ta till sig kvävet som finns bundet i växtplankton under den korta tid som det befinner sig inom områdena.



Figur 5-3. Staplarna visar vart kvävet tar vägen under olika scenarier för kväveupptaget utanför Biotestsjön. I scenario A tas inget kväve upp innan det når Natura 2000-områdena och sedan tas allt kväve som passerar Skaten-Rångsen och Kallriga upp av bottenvegetationen. SK_{max} och K_{max} är de scenarier där bottenvegetationen tar upp 30 % respektive 60 % av kvävet utanför Biotestsjön och ger ett maximalt upptag i Skaten-Rångsen respektive Kallriga. I det fjärde scenariot är upptaget av kväve i områdena proportionellt (P) mot det uppskattade årliga kväveupptaget i bottenvegetation (87 %) respektive växtplankton (13 %). De sista tre scenarierna utgår från P-scenariot med skillnaden att andelen som tas upp av bottenvegetationens i områdena innan Natura 2000-områdena är reducerat. Utanför Biotestsjön är bottenvegetationens upptag reducerat till hälften (P₅₀), till en tiondel (P₁₀) eller helt och hållet P₀.

Tabell 5-3. Hur stor del kvävet som tas upp av bottenvegetationen utgör inom olika områden jämfört med kväveinnehållet i den totala bottenvegetationen (%) respektive de snabbväxande grupperna av bottenvegetation (%) i olika scenarier (se figur 5-3).

Område	Bottenvegetation	Scenario						
		A	SK _{max}	K _{max}	P	P ₅₀	P ₉₀	P ₁₀₀
Skaten-Rångsen	All	9	0,9	0,7	0,4	1,3	2,7	3,3
	Snabbväxande	18	1,8	1,4	0,7	2,7	5,6	6,8
Kallriga	All	45	1,1	1,4	0,9	3,3	6,1	7,2
	Snabbväxande	109	2,7	3,5	2,3	8,0	15	18
Innan	All	0	7,5	11	14	8,8	2,4	0
	Snabbväxande	0	16	25	30	19	5,4	0

Resultaten talar för att en relativt liten del av kvävet från utsläppen kommer att påverka Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga, i synnerhet de grunda och skyddade inre delarna. Det mesta av kvävet kommer antingen att fastna i bottenvegetationen innan det når områdena eller inte hinna tas upp i områdena innan det transporteras vidare. Även om kväveupptaget av bottenvegetation mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena antas vara halverad i förhållande till upptaget inom Natura 2000-områdena (scenario P_{50}), kommer en relativt stor del av utsläppen att kunna tas upp i bottenvegetationen utanför utsläppspunkterna (figur 5-3 och tabell 5-3). Detta kväve uppskattas utgöra knappt 20 % av kväveinnehållet i den snabbväxande bottenvegetationen, vilket är betydligt mer än uppskattningarna för Natura 2000-områdena.

Eftersom en relativt stor del av kvävet i flera scenarier förväntas tas upp av bottenvegetationen innebär det att mindre mängd kväve kommer att tas upp av växtplankton än i grundanalyserna av effekterna på vattenkvaliteten i Öregrundsgrepen (avsnitt 5.2). Även om upptaget av bottenvegetation utanför Biotestsjön vore 50 % eller endast 10 % (scenario P_{50} och P_{10}) av det förväntade utifrån det årliga kvävebehovet, skulle de redan låga effekterna ute i Öregrundsgrepen reduceras ytterligare. De största effekterna förutses följaktligen bli nära utsläppspunkterna och effekterna i Natura 2000-områdena samt på vattenkvaliteten och djupbottarna ute i Öregrundsgrepen förväntas bli mycket begränsade.

5.4.3 Osäkerhet vid bedömning av effekter på grunda bottnar

Modellen för kväveupptag bygger på några enkla antaganden varav andelen kväve som tas upp av bottenvegetationen respektive växtplankton bedöms särskilt viktig. Detta hanteras genom att testa olika scenarier som visar att effekterna på Natura 2000-områdena blir små och är relativt okänsliga för olika antaganden av andelen kväve. Effekterna på bottenvegetationen närmare utsläppspunkterna och på vattenkvaliteten i Öregrundsgrepen är däremot mer känsliga för detta.

Det modellerade kväveupptaget i bottenvegetationen relaterades till uppskattningar av kväveinnehållet i bottenvegetationen för att bedöma upptagets betydelse. Kväveinnehållet i bottenvegetationen bygger i sin tur på antaganden om kväveinnehåll och biomassor som modellerats utifrån lokala miljöförhållanden (djup, vågexponering, etc.), vilket självklart påverkar tillförlitligheten i bedömningen av kväveupptagets betydelse.

Uppskattningarna av kväveupptaget i bottenvegetationen baseras på det indirekta antagandet att linjära responser styr sambanden till kväveutsläppen. I verkligheten kan så kallade positiva feedbackmekanismer ge icke-linjära samband som är mycket svåra att förutse. Exempelvis skulle sammansättningen av bottenvegetationssamhället till en början kunna förbli relativt opåverkad av en ökad kvävebelastning för att – när en tröskelnivå överskrids, relativt snabbt övergå till att domineras av nya grupper (Scheffer et al. 1993, 2001). Detta hanteras delvis genom att simulera att kväveupptaget är betydligt lägre än förväntat innan det når Natura 2000-områdena.

Förekomsten av bottenvegetation, bland annat kransalger som generellt anses vara kvävekänsliga, är riklig i Kallrigafjärden (Borgiel 2005, Länsstyrelsen Uppsala län 2009). Kallrigafjärden har en naturligt hög belastning av kväve från Forsmarksån och Olandsån och klorofyllhalten i till exempel Långörsviken ($4,1 \mu\text{g/l}$, se Kallriga norra i tabell 3-2) under sommaren, är mer än dubbelt så hög som i Asphällsfjärden ($2 \mu\text{g/l}$, tabell 3-1). Den genomsnittliga tillförseln av totalkväve under sommaren (juni–september, 1999–2013) från de två åarna var cirka 40 ton varav 15 ton utgjordes av lättillgängligt löst oorganiskt kväve (Hjerne 2016). Det är mer än dubbelt så mycket än som förväntas sammantaget från SKB:s planerade verksamheter under året med mest utsläpp (maxscenariot). Detta visar att en riklig

bottenvegetation, inklusive känsliga arter som kransalger, kan förekomma i områden exponerade för en kontinuerlig kvävebelastning som är högre än den som tillfälligt förväntas från SKB:s verksamheter. Även om skillnader i morfologi och hydrologi gör det svårt att göra en direkt jämförelse mellan olika områden enbart utifrån kvävebelastning, indikerar dessa resultat ändå att de små tillskott av kväve som förväntas, inte bör påverka bottenvegetationen i Natura 2000-områdena i någon större utsträckning.

5.5 Övriga övergödningseffekter

I avsnitten ovan uppskattas de förväntade *direkta* övergödningseffekterna av kväveutsläppen, samt vissa indirekta effekter i form av minskad täckningsgrad och minskat artantal på djupare botten. I detta avsnitt diskuteras riktningen, snarare än storleken på övriga övergödningseffekter som kan förväntas. En grundprincip är att om de direkta övergödningseffekterna bedöms bli begränsade, förväntas även de indirekta effekterna bli små.

5.5.1 Cyanobakterier

Blomningar av kvävefixerande cyanobakterier (*Aphanizomenon sp*) och den toxiska katthårsalgen (*Nodularia spumigena*) nämns ofta som ett allvarligt övergödningssproblem i egentliga Östersjön. Dessa arter är ovanligare i Bottenhavet, men har ökat de senaste decennierna (Jaanus et al. 2011). Låga N/P-kvoter som i Forsmarksområdet gynnar kvävefixerande cyanobakterier. Cyanobakterieblomningar har observerats i Öregrundsgrepen (Kautsky U 2016, personlig kommunikation), men det förekommer ingen regelbunden provtagning för att kvantifiera förekomsten. Om kvävehalterna ökar förlorar cyanobakterierna sin konkurrensfördel gentemot andra växtplankton.

En möjlig konsekvens av ökade kväveutsläpp skulle därför kunna bli att produktionen och förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier minskar, vilket kan ses som positivt. Det saknas dock tillräckligt med data för att kunna kvantifiera denna process i Öregrundsgrepen.

5.5.2 Syrebrist och effekter på bottenfauna

En ökad produktion av växter innebär en större produktion och sedimentation av organiskt material som utgör föda för bottenlevande organismer, men kan även leda till syrebrist. Som en följd av övergödning har stora arealer i egentliga Östersjön i dagsläget syrefria förhållanden och saknar bottenfauna annat än form av bakterier. I Bottenhavet är syresituationen betydligt bättre, vilket bland annat beror på att den betydligt svagare vertikala salthaltskikningen gör en kraftigare omblandning möjlig. Öregrundsgrepen är relativt exponerad, med en stor omblandning och vattnets uppehållstid vid botten har uppskattats till 26 dagar (Engkvist och Andrejev 1999). Detta avspeglar sig även i en stor förekomst av så kallade transportbottenar bestående av sand och grus, och en liten andel ackumulationsbottenar med organiska sediment.

Bottenfaunan i Öregrundsgrepen provtas årligen som en del i bedömningen av områdets ekologiska status. Måttet som används kallas Benthic Quality Index (BQI, Leonardsson et al. 2009) och är utformat för att upptäcka förändringar i bottenfaunas artsammansättning kopplat till syrebrist. I Öregrundsgrepen, liksom i stora delar av Östersjön och Bottniska viken, har den syrebristkänsliga vitmärkan (*Monoproieia affinis*) av oklar anledning minskat kraftigt de senaste decennierna. Samtidigt har den främmande havsborstmasken (*Marenzelleria spp*), som är tålig mot syrebrist, etablerat sig vilket gör att statusen för mjukbottenfaunasamhället som regel har försämrats. Det är dock oklart i vilken utsträckning detta beror på övergödningen. Med ökad syrebrist skulle risken för ytterligare försämring av statusen för mjukbottenfaunan öka.

Risken att bottenfaunan utanför Forsmark skulle påverkas negativt av syrebrist till följd av ökad produktion på grund av SKB:s kväveutsläpp bedöms som mycket liten, beroende på att ökningen av produktionen och biomassan i Öregrundsgrepen är relativt begränsad. Av växtplanktonproduktionen är det dessutom främst vårbloomingen som transporteras ner till bottarna, medan kväveutsläppen endast påverkar sommarbloomingen som sedimenterar i en mycket lägre utsträckning. Slutligen gör den stora vattenomsättningen att syresituationen till stor del beror på syreförhållandena i södra Bottenhavet snarare än de lokala förhållandena.

5.5.3 Fisk och fiskrekrytering

Effekterna av utfyllnadsarbeten och kväveutsläpp på fisk diskuteras i avsnitt 6.1.2.

5.6 Ekologiska effekter av SFR-utbyggnaden

För att undvika en underskattning av de ekologiska effekterna, baseras analysen i avsnitten ovan på de två scenarier där de kumulativa effekterna, mellan utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret, är som störst (*maxscenariot* och *utfyllnadsscenariot*). Om byggstarterna skulle förskjutas i förhållande till varandra jämfört med i dessa scenarier, skulle de kumulativa ekologiska effekterna bli mindre under åren med mest påverkan, men samtidigt skulle den pågå under flera år.

De hydrologiska modelleringarna av haltökningarna visar att kväve, med ett undantag, kommer att spridas på ett likartat sätt via Biotestsjöns utlopp, oavsett om det kommer från utbyggnaden av SFR eller Kärnbränsleförvaret. Därmed kommer de ekologiska effekterna att vara proportionella mot utsläppens storlek. Utbyggnaden av SFR pågår under tre år och den sammanlagda mängden kväve som utifrån försiktiga antaganden (som medför en överskattning) beräknas nå den marina miljön är knappt 30 ton. Kväveutsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret beräknas sammanlagt uppgå till knappt 24 ton, men utsläppsmängderna varierar mellan åren (max drygt 8 ton/år) och pågår under flera år. Under utbyggnaden av SFR kommer bidraget till de ackumulerade ekologiska effekterna därmed vara något större från SFR än från Kärnbränsleförvaret. I maxscenariot beräknas totalt 20,6 ton kväve släppas ut (under året med högst utsläpp) varav drygt 12 ton (cirka 60 %) kommer från utbyggnaden av SFR.

Undantaget från spridningsmönstret utgörs av utfyllnaderna kring Stora Asphällan (utsläppspunkt N2 och N3), som huvudsakligen sker under det första året av utbyggnaden av SFR. Detta kväve, drygt 4 ton, kommer i högre utsträckning att spridas norrut mot Natura 2000-området Skaten-Rångsen, än kväve från övriga utsläppspunkter, som sprids via Biotestsjöns utlopp. Därför kommer de ekologiska effekterna på Skaten-Rångsens Natura 2000-område, som bedöms vara begränsade, att i huvudsak orsakas av utbyggnaden av SFR under utfyllnadsåret. Det bör dock poängteras att detta kväve kommer spridas med vatten, som till skillnad från det uppvärmda vattnet vid Biotestsjöns utlopp, inte är temperaturskitat. Därför bör den rikliga bottenvegetationen i Dyviksfjärden ha större möjlighet än bottenvegetationen mellan Biotestsjön och Skaten-Rångsen, att hinna ta upp detta kväve innan det når Skaten-Rångsen. Samtidigt innebär detta att de lokala effekterna runt Stora Asphällan och i de inre delarna av Dyviksfjärden (se figur 3-3) förväntas bli som störst under året när utfyllnaderna sker.

6 Övriga effekter på vattenmiljöer från utbyggnaden av SFR

I detta kapitel beskrivs annan påverkan på havsmiljön utanför Forsmark från utbyggnaden av SFR, utöver övergödningseffekter av kväveutsläppen. Först beskrivs möjliga effekter av utfyllnaden av vattenområdena vid Stora Asphällan, som skulle kunna ge upphov till grumling (6.1). Vidare tas toxiska effekter av utsläppen av kväve upp (6.2). Påverkan på vattenmiljöer av andra ämnen än kväve, som kan finnas i länshållningsvattnet, spillvattnet och dagvattnet (till exempel uran och zinkmetaller och organiska ämnen) beskrivs i avsnitt 6.3. Vad gäller uran (avsnitt 6.3.1) har bedömningen gjorts för sammanlagda utsläpp från utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret. Slutligen berörs effekter av olyckor, som kan leda till utsläpp av miljöstörande ämnen till havsmiljön (6.4).

Eftersom effekterna av utsläpp av övriga ämnen via länshållningsvattnet, dagvattnet och lakvattnet – från både utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret (SKB 2011) inte bedöms innebära några negativa konsekvenser för vattenmiljöerna, förväntas inte heller några kumulativa effekter uppkomma.

6.1 Utfyllnad av vattenområde

Utfyllnad i vattenområden vid utbyggnaden av SFR kommer att ske på båda sidor om vägen till Biotestsjön, figur 6-1. Totalt kommer utfyllnaden att påverka ett 45 000 m² stort område. Väster om vägen sker utfyllnaden i en grund havsvik med ett vattendjup som varierar mellan 0–1 meter. Havsviken har en botten som huvudsakligen består av morän samt svallsand-grus. I samband med anläggandet av SFR blev havsviken delvis utfylld. Öster om vägen sker utfyllnaden i ett vattenområde som tidigare påverkats av utfyllnad i samband med att den befintliga hamnen byggdes.

6.1.1 Grumling och habitatförlust

Vid en utfyllnad av vattenområdet finns risk för grumling. Utsläpp av grumlande partiklar påverkar ljusförhållandena, men utgör främst ett problem då partiklarna sedimenterar och överlagrar växt- och djursamhällen.

Eftersom vattenområdets botten utgörs av block, sten, grus och sand (Wallin et al. 2014) kommer uppgrumling av bottenmaterial inte innebära en källa till försämrat ljusklimat. Däremot kan de bergmassor som ska utgöra den skyddsvall som anläggs på platsen för den planerade upplagsytan, innehålla finpartikulärt material. För att förhindra grumling utanför det vattenområde som ska fyllas ut, kommer flytlänsar och geotextiler som ansluter till botten (så kallade siltgardiner) eller motsvarande, att användas. Efter att de installerats, anläggs fångdammen mot vattnet så att vattenområdet skärs av. Därefter fylls området innanför mot land så att ytan skapas.

Grumlingen bedöms därför främst ge konsekvenser för växt- och djurlivet innanför dessa siltgardiner. Då siltgardinerna avlägsnas finns en viss risk att sedimenterat finmaterial återsuspenderas. Men eftersom den yttre delen av fångdammen byggs med grövre sten med tanke på erosion, blir det bara den begränsade mängd material som sedimenterat på botten mellan siltgardin och damm som kan återsuspenderas.



Figur 6-1. Ungefärligt läge för planerad utfyllnad.

Grumling kommer även att förhindras genom att upplagsytan för bergupplaget förses med tätskikt i botten samt att uppsamlade diken och dräneringsledningar anläggs för bortledning av lakvatten från bergupplaget. Från dikena leds lakvattnet till en utjämningsdamm med tät botten och därefter till en sedimentationsdamm med oljeavskiljning. Från sedimentationsdammen pumpas det behandlade vattnet vidare till reningsverket via befintliga spillvattenledningar.

6.1.2 Fisk och fiskrekrytering

Grunda skyddade vikar utgör livsmiljö för bland annat olika arter av bottenvegetation och är viktiga lek- och uppväxtlokaler för fisk. Många fiskarter med sötvattensursprung (gädda, abborre och många karpfiskar) är beroende av grunda vikar med varmt vatten och tillgång på bottenvegetation som substrat att fästa rommen på och som skydd för predation för yngel och unga individer (Snickars et al. 2009, Snickars et al. 2010). Förekomsten av lek- och uppväxtområden påverkar hur stora fiskbestånden är, i synnerhet i områden där den typen av habitat är ovanliga (Sundblad et al. 2014).

Provfisken och yngelinventeringar i området visar att det förekommer både marina arter (som strömming) och mer kustnära sötvattensarter. I provfisken med nät dominerar arter som abborre, strömming, gers, mört, löja och björkna (Adill et al. 2014, Adill och Heimbrand 2015). Utanför kylvattenintaget till kärnkraftverket fångas och räknas fisk i silstationer. Antalsmässigt dominerar arter och livsstadier med låg simförmåga som uppehåller sig i den fria vattenmassan. Många arter är av mindre intresse för fisket (storspigg, småspigg, strömming, stubb, mindre havsnål, löja, mört och nors), medan andra uppskattas av både yrkes- och fritidsfiskare (strömming, abborre).

I yngelinventeringar, som utförs med hjälp av små detonationer, är storspigg vanligast, men yngel och unga individer av ett flertal arter indikerar att grunda vikar i fungerar som reproduktionslokaler. De berörda vikarna runt Stora Asphällan omges delvis av artificiella stränder och har till viss del varit påverkade/utfyllda vid bygget av SFR och anläggandet av hamnen. Trots detta finns en relativt riklig bottenvegetation och skulle kunna fungera som reproduktionslokal för fisk. Det saknas dock yngelinventeringar i områdena som berörs av utfyllnaderna men i andra vikar i området, som bedömts som potentiellt viktiga reproduktionslokaler, har inventering av bottenvegetation och yngel utförts. Kallrigafjärden anses vara det viktigaste lek- och uppväxtområdet för sik utmed Upplandskusten (Persson et

al. 2015) och inventeringar i Långörsviken i Kallrigafjärden visar på stor förekomst och artrikedom av fiskyngel (Hjelm et al. 2012). Även den uppvärmda Biotestsjön anses vara en viktig uppväxtlokal för fisk (Adill et al. 2014).

Utbredningen av lekområden (gös, gädda, mört) och uppväxtområden (abborre) utmed Svealandskusten och Ålands skärgård har modellerats utifrån de miljöförutsättningar som dessa arter kräver (Bergström och Sandström 2007). Modellen utgår från djup, vågexponering och modellerat siktdjup och resultaten indikerar var det finns förutsättningar för fiskreproduktion, snarare än att det i praktiken utgör lek- och uppväxtområden. Dessa modeller visar att området runt utfyllnaderna skulle kunna utgöra reproduktionslokaler för kustnära fiskbestånd, men även att det finns många andra områden med liknande förutsättningar i närheten. Detta, i kombination med yngelinveteringarna, indikerar att utfyllnaderna skulle kunna ha en begränsad påverkan på fiskreproduktionen, men att de inte bör ha en betydande effekt på fiskpopulationerna i närområdet.

Öregrundsgrepen är utpekad som ett riksintresse för yrkesfisket. Även om fiske är förbjudet i områdena som berörs av utfyllnaderna – eftersom de ingår i det så kallade skyddsobjektet runt kärnkraftverket, kan fisket i närliggande områden påverkas. All habitatförlust innebär i princip en minskad produktion i förhållande till den förlorade arealen. I liknande fall har produktionsbortfallet uppskattats utifrån schablonberäkningar baserat på påverkad areal och graden av påverkan, antaganden om möjliga fångster per areal och pris per kilo fisk i yrkesfisket. Området för produktionsbortfallet beräknas till 45 000 m².

Motsvarande uppskattning av produktionsbortfallet skulle kunna göras för effekterna av kvävetillskottet i området närmast utsläppspunkterna. Fiskproduktionen kan dock påverkas både positivt och negativt av övergödning. De positiva effekterna består främst i att ökad primärproduktion leder till en generellt ökad födotillgång, vilket gynnar produktionen av fisk. Däremot kan reproduktionen för enskilda arter påverkas negativt genom övergödningssrelaterade habitatförändringar, vilket kan påverka fisksamhällets artsammansättning. Reproduktionen av ett flertal arter (bland annat abborre, mört, björkna/braxen och sik) fungerar bevisligen bra i bland annat Kallrigafjärden (Hjelm et al. 2012). Kallrigafjärden har redan högre klorofyll- och totalkvävekoncentrationer än de haltförhöjningar som förväntas runt utsläppspunkterna. Detta visar att övergödningseffekterna på fiskreproduktionen inte nödvändigtvis kommer att bli negativa.

6.2 Toxiska effekter av ammonium/ammoniak

Även om kväve, i form av nitrat eller ammonium, är nödvändiga närsalter, kan hög koncentration av framför allt ammoniumkväve, vara toxiskt för vattenlevande organismer som till exempel fisk.

6.2.1 Ammonium-ammoniakbalansen

Vattenlöst ammonium (NH₄⁺) står i jämvikt med ammoniak (NH₃) som tas upp snabbt av akvatiska organismer och det är egentligen ammoniak som är den riktigt toxiska formen (Hjerne 2016).



Jämvikten mellan ammonium och ammoniak och därmed toxiciteten beror framför allt på vattnets pH, men även på temperaturen och i viss mån salthalten. Ett högt pH, hög temperatur och låg salthalt ökar andelen ammoniak och därmed toxiciteten. Effekten av salthalt är begränsad och i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (Havs- och vattenmyndigheten 2013) föreslås ett förenklat sätt, utan salthalt för att beräkna halten ammoniakkväve utifrån halten ammonium, temperatur och pH.

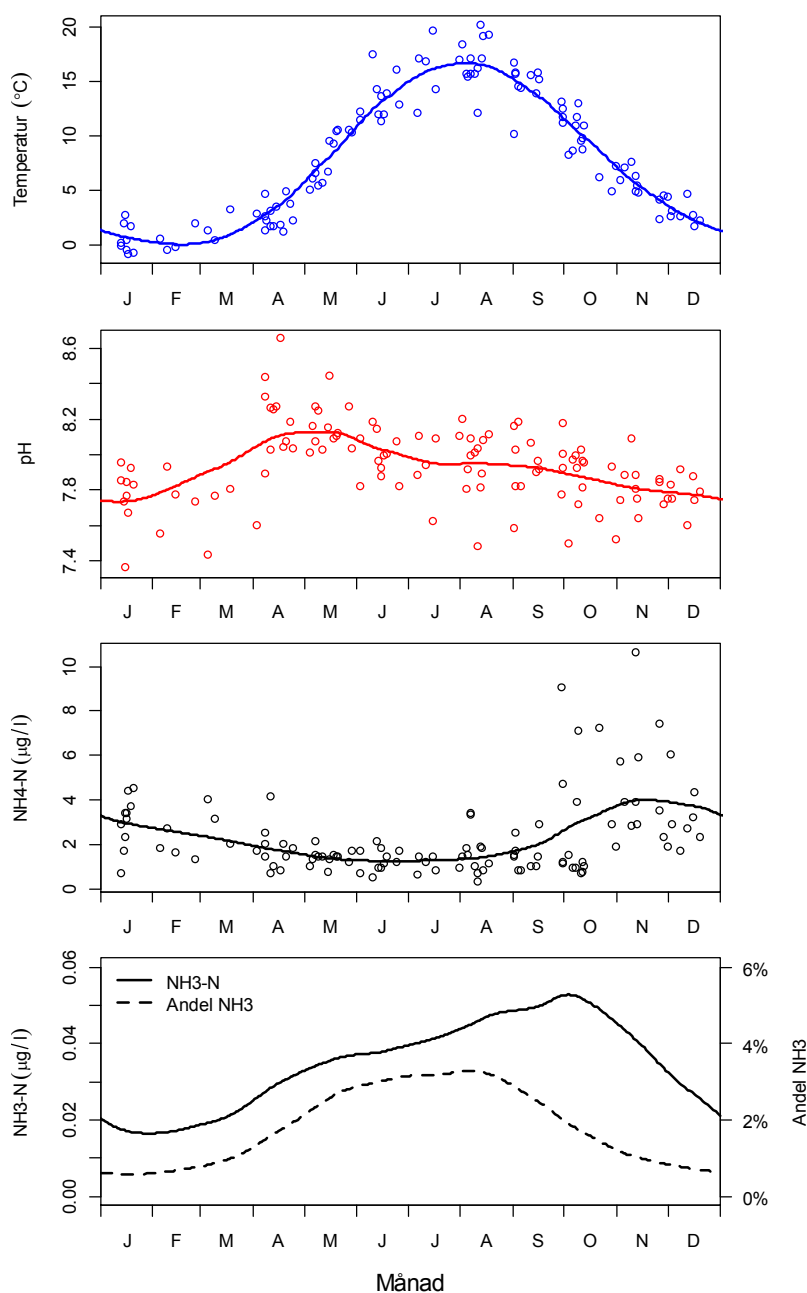
6.2.2 Ammoniaktoxicitet och referensvärden

Fisk, i synnerhet laxfiskar, verkar vara bland de mest känsliga organismerna, medan karpfiskar är relativt tåliga. Unga individer är ofta känsligare än vuxna. Ammoniak tas upp i fisk, framförallt via gälarna och kan ge både akuta effekter som stress, kramp och död, och kroniska eller subletala effekter på tillväxt och reproduktion. Den troliga orsaken är att de förhöjda ammoniumkoncentrationer som då uppkommer i organismen, påverkar den interna kalium- och kalcium-jonbalansen, vilket leder till celledöd i nervsystemet.

Den lägsta koncentrationen av ammoniak med påvisad akut toxisk effekt (LC50) för marina arter (*Strongylocentrotus purpuratus*, en sjöborre som finns i Stilla havet) är 57 µg/l. Den lägsta koncentrationen med påvisad effekter vid kronisk exponering i marin miljö är på tillväxten av sjötunga (*Solea solea*) vid 66 µg/l. Genom att dividera ovanstående koncentrationer med 10 (eller 100 vid större osäkerhet) har Havs- och vattenmyndigheten (2013) angett en maximal tillåten koncentration av ammoniak på 5,7 µg/l (akut toxisk effekt) och en maximal årsmedelkoncentration på 0,66 µg/l (kronisk exponering) för god ytvattenstatus för kustvatten.

6.2.3 Koncentrationer av ammonium och ammoniak

Ammonium bildas vid nedbrytning av organiskt material och förekommer naturligt i den marina miljön. Nedbrytningen och ammoniumproduktionen är störst vid höga temperaturer och stor tillgång på organiskt material, det vill säga under sommaren. Ammonium utgör samtidigt den viktigaste kvävekällan under sommaren och eftersom producenternas upptag är väldigt effektivt under den perioden, förblir vattenkoncentrationerna av ammonium låga. De högsta ammoniumkoncentrationerna uppmäts därför oftast under hösten när produktionen minskar, samtidigt som nedbrytningen är stor i det relativt varma vattnet. Särskilt hög kan koncentrationen bli på större djup om syrekonzentrationen är låg, eftersom det begränsar omvandlingen av ammonium till nitrat (nitrifikation). I Asphällsfjärden är den genomsnittliga ammoniumkoncentrationen högst på senhösten (november), medan koncentrationen som påverkas av vattnets pH, temperatur och salthalt är högst lite tidigare på hösten (september–oktober), figur 6-2. Andelen ammoniak är högst under sommaren på grund av den höga vattentemperaturen och det relativt höga pH-värdet.



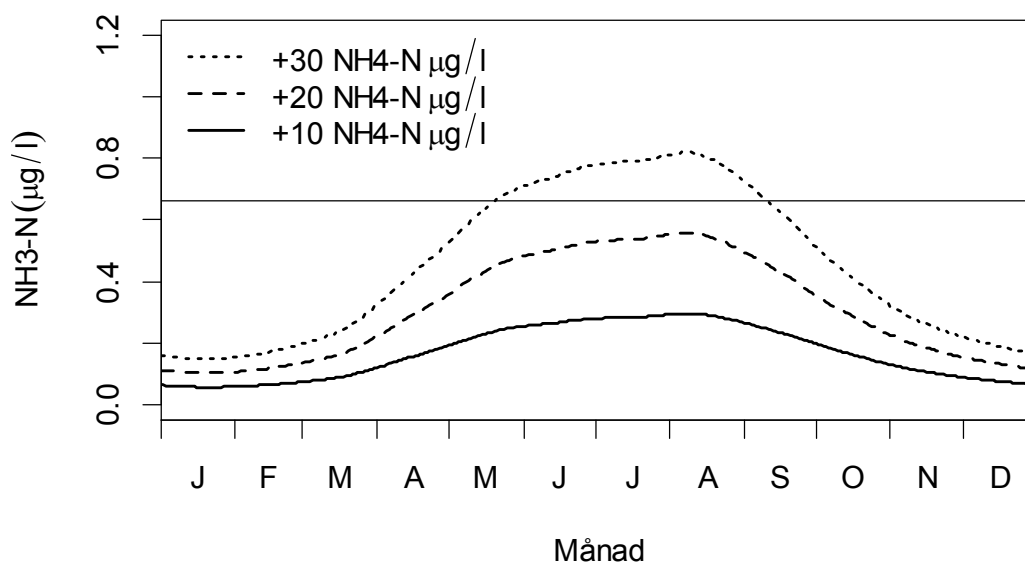
Figur 6-2. Säsongsdynamiken i Asphällsfjärden för koncentrationerna av ammoniumkväve (NH_4N) och ammoniakkväve (NH_3N) i Asphällsfjärden (2002–2014), samt de faktorer (temperatur och pH) som påverkar hur stor andel av ammoniumkvävet som förekommer som ammoniak.

6.2.4 Förväntade ammoniakhalter jämfört med referensvärdet

Om ammoniumkvävet skulle öka med 30 µg/l på grund av utsläppen från utbyggnaden av SFR, kommer det föreslagna referensvärdet för årsmedelkoncentration av ammoniak (0,66 µg/l, Havs- och vattenmyndigheten 2013) överskridas under sommaren, samtidigt som vinterhalterna skulle ligga under 0,2 µg/l, figur 6-3.

För att årsmedelkoncentrationen ska överskrida referensvärdet krävs att halten ammoniumkväve ökar med över 30 µg/l. En sådan stor ökning kommer under de värsta utsläppsscenarierna endast kunna ske i området allra närmast utsläppspunkterna, figur 6-4.

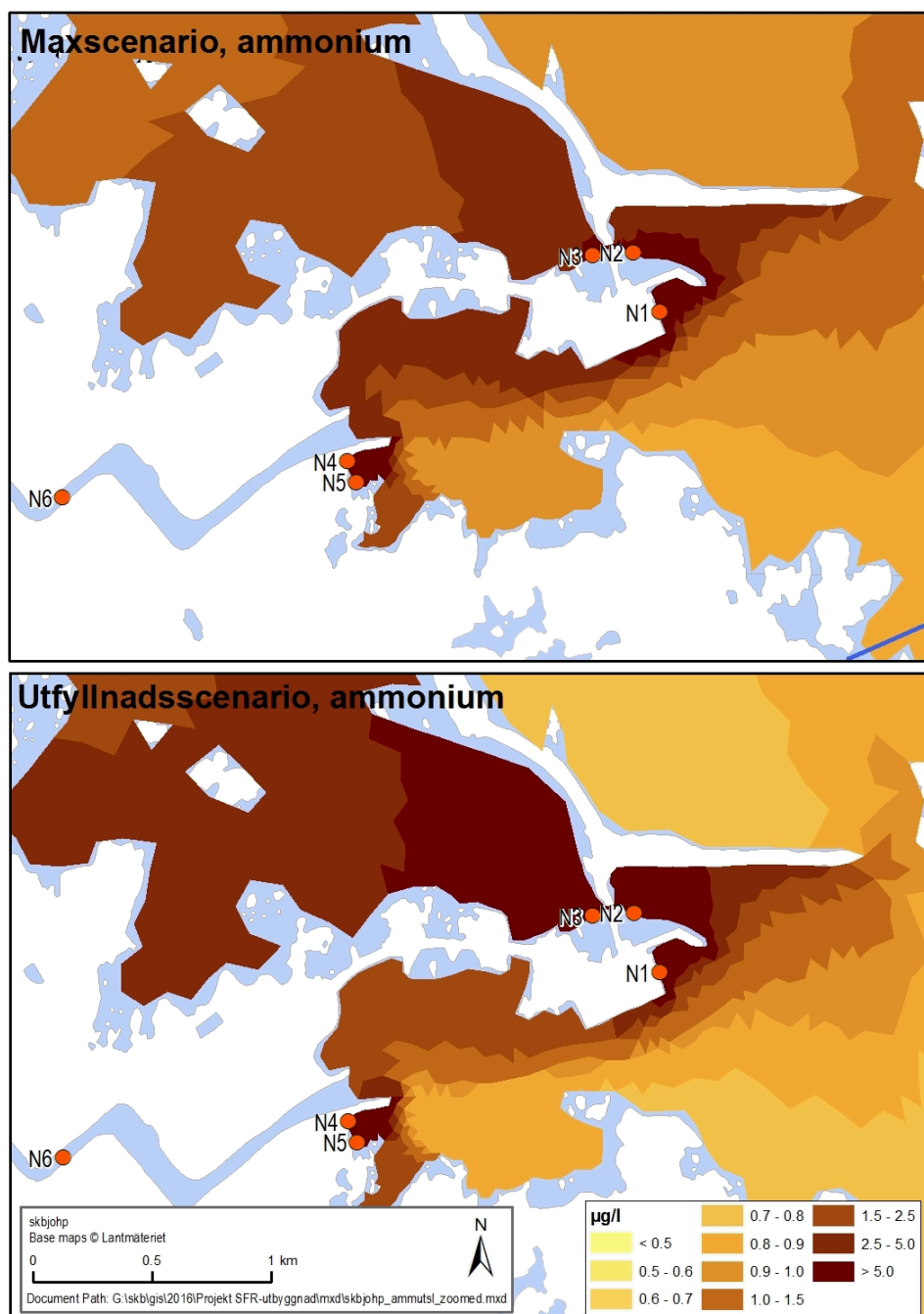
En viss variation över tid i utsläppskoncentrationerna kan förväntas på grund av variation i verksamhetens aktivitetsgrad och att urlakning av utfyllnaderna påverkas av nederbörds mängderna. Detta kan leda till att de modellerade medelkoncentrationerna överskrider temporärt, men hur mycket har inte kunnat kvantifieras. Den högsta risken för att referensvärdet för akuta toxiska effekter ($5,7 \mu\text{g/l}$) ska överskridas verkar, på grund av det högre pH-värdet och temperaturen, inträffa under sommaren, figur 6-3. Då är samtidigt växternas upptag av ammonium mycket effektivt, vilket kommer att sänka ammoniumkoncentrationerna.



Figur 6-3. Uppskattade koncentrationer av ammoniakkväve ($\text{NH}_3\text{-N}$) under säsongen om ammoniumkvävet ($\text{NH}_4\text{-N}$) skulle öka med 10, 20 respektive 30 $\mu\text{g/l}$. Den horisontella linjen markerar referensvärdet på 0,66 $\mu\text{g/l}$ för årsmedelkoncentrationen av ammoniakkväve.

6.2.5 Slutsatser om effekten av ammoniak

De genomsnittliga ammoniumkoncentrationer som skulle kunna leda till att referensvärdet för ammoniak överskrider, uppkommer enbart allra närmast utsläppspunkterna. Bedömningen är att skadliga ammoniakhalter på sin höjd skulle uppstå mycket lokalt runt utsläppspunkterna. Runt Stora Asphällan berörs totalt mindre än 0,01 kvadratkilometer och det finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika detta genom korta förflyttningar inom området. Eftersom referensvärdena är tänkta att tillämpas på de genomsnittliga förhållandena i vattenförekomsten, får den förväntade lokala effekten anses som försumbar.



Figur 6-4. Förhöjningar av ammonium närmast utsläppspunkterna i maxscenariot (överst) samt scenariot för när SFR-utfyllnaderna runt Stora Asphällan sker (utfyllnadsscenario, (nederst). Referensvärdet för årsmedelkoncentrationen överskrids vid en förhöjning av halten av totalkväve på mer än 30 µg ammoniumkväve/l, det vill säga endast allra närmast utsläppspunkterna.

6.3 Utsläpp av övriga ämnen

Dagvatten förväntas innehålla bland annat suspenderat material, kväve, fosfor, olja, polycykliska aromatiska kolväten samt metallerna kadmium, bly, kvicksilver, nickel, krom, zink och koppar (Hellman och Winnerstam 2014). Halterna av dessa ämnen i dagvattnet är dock låga eller måttliga och volymen dagvatten som tillförs recipienten vid utbyggnaden av SFR (2 l/s) är mycket liten i förhållande till genomsnittlig vattenomsättning i recipienten. Tillförseln av dessa ämnen via dagvatten bedöms därför inte innebära några negativa konsekvenser för vattenmiljöerna.

Även länshållningsvatten från utbyggnaden av SFR förväntas innehålla suspenderat material, olja, fosfor och metaller. Efter oljeavskiljning och sedimentation förväntas halterna som mest vara cirka tio gånger högre än gränsvärdena för prioriterade ämnen respektive referensvärdena för särskilda förorenande ämnen (Europaparlamentet 2008, Havs- och vattenmyndigheten 2013)². För att inte överskrida gränsvärdena krävs en utspädning i storleksordningen 1:10. Mängden länshållningsvatten som tillförs recipienten under byggskedet har beräknats till cirka 60 m³ per timme. Enbart kylvattenströmmen bidrar därför med en utspädning i storleksordningen 1:6 000. Baserat på de låga halterna samt utspädningseffekten, bedöms tillförseln av dessa typer av ämnen från länshållningsvatten inte innebära några negativa konsekvenser för vattenmiljöerna.

Lakvatten från utfyllnader och bergupplag kan antas innehålla liknande ämnen som länshållningsvattnet, men troligen i lägre halter och mängder eftersom lakvattnet från bergupplagen kommer att passera FKA:s reningsverk. Därmed förväntas inga negativa konsekvenser på vattenmiljöerna till följd av denna tillförsel.

Två ämnen, uran och zink, diskuteras särskilt i avsnitt 6.3.1 respektive 6.3.2.

6.3.1 Tillförsel av naturligt förekommande uran

Havs- och vattenmyndigheten har fastslagit att uran i vattenförekomster inte får överskrida 0,17 µg/l. De naturliga bakgrundshalterna för uran är betydligt högre i Forsmark än det gällande referensvärdet (se avsnitt 3.4.1). Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2013) ska dock hänsyn tas till naturlig bakgrundshalt vid bedömning av om referensvärdet innehålls.

Bergmassorna från uttaget av berg innehåller små mängder uranhaltiga mineral. Uran frisätts från fyllnadsmassor och bergupplag främst till följd av vittringsprocesser och når vattenrecipienten i löst form via lakvatten och grundvattenutströmning. Uran kan också tillföras recipienten direkt via länshållningsvatten från underjordsanläggningarna, eftersom det förekommer naturligt i grundvattnet i berget. I de fall lakvatten leds via ett reningsverk för kväverening, är det troligt att mängderna som når vattenrecipienten Öregrundsgrepen till viss del reduceras.

De totala mängder uran som förväntas frisättas genom vittring av bergmassorna från utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret har grovt skattats genom beräkningar (Tröjbom och Höglund 2016). Beräkningarna visar att mängderna som tillförs via vittring av bergmaterialet blir mycket små, pessimistiskt räknat som mest några kilo per år. Tillförseln via länshållningsvattnet blir som mest drygt 20 kilo uran per år, beroende på vilken uranhalt som antas vara representativ för grundvattnet i berget. Den sammanlagda mängden uran från bergupplag och länshållningsvatten motsvarar ett haltpåslag i Öregrundsgrepen som helhet på cirka 0,3 % över naturlig bakgrund, eller som mest cirka 0,01 µg/l nära utsläppspunkten. Effekterna av dessa sammanlagda haltförhöjningar bedöms vara försumbara i relation till referensvärdet. Därmed förutsätts även haltförhöjningen enbart på grund av utbyggnaden SFR vara försumbar och därför görs inga vidare konsekvensbedömningar för uran.

6.3.2 Tillförsel av zink

Tillförseln av zink via dagvatten och länshållningsvatten från utbyggnaden av SFR (14 kg/år)³ bedöms vara helt marginell jämfört med de mängder som finns i

² Gränsvärdena avser halt i recipient och inte utgående länshållningsvatten.

³ Siffran baseras på dagvattenflödet 2 l/s och medelhalten 270 µg Zn/l för industrimark från www.StormTac.com, samt länshållningsvattenflödet 1 m³/min och medelhalten 10 µg/l i grundvattnet i berget.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Öregrundsgrepens vattenmassa (11 000 kg). Haltförhöjningen i Öregrundsgrepens vattenmassa förväntas i genomsnitt bli mindre än 0,01 %, och haltförhöjningen nära utsläppspunkten mindre än 0,01 µg/l.

Effekterna av dessa haltförhöjningar bedöms vara försumbara och därför görs inga vidare konsekvensbedömningar för zink.

6.4 Miljörisker

Risker för bland annat naturmiljön har analyserats för utbyggnaden av SFR samt för drift och avveckling av den utbyggda anläggningen (Bengtsson 2013). Identifierade risker har delats in i tre klasser utifrån sannolikhet och konsekvens:

1. Risker som betraktas som acceptabla (låg sannolikhet, det vill säga inträffar högst en gång på 1 000 år och har små konsekvenser).
2. Risker som bör reduceras så långt det är praktiskt möjligt (hög sannolikhet eller stora konsekvenser).
3. Risker som är oacceptabla (hög sannolikhet och stora konsekvenser).

För naturmiljön (inklusive vattenmiljöer) bedömdes samtliga risker falla inom de två första klasserna. De risker som antingen har hög sannolikhet eller som förutses innebära stora konsekvenser för vattenmiljöer (klass 2) har identifierats till:

- Brand som leder till utsläpp av släckvatten till ytvatten. Innehållet i släckvattnet är beroende av vad som brinner och under vilka förhållanden det brinner.
- Olyckor eller spill som leder till utsläpp av drivmedel, hydrauloljor eller kemikalier till ytvatten.
- Läckage av injekteringsmedel vid utfyllnad av hålrum i berget som leder till utsläpp i ytvatten.

Utbyggnaden av SFR är till största delen ett konventionellt byggprojekt, med etablerade rutiner och kända olycksrisker. Exempel på åtgärder under byggskedet för att reducera identifierade risker, inom klass 2, som SKB kommer att beakta i den fortsatta projekteringen och i avtal med entreprenörer är:

- Säkerställa att det finns en plan för brandskydd.
- Utredda möjligheterna att samla in släckvatten, i samband med att en insatsplan för räddningstjänsten tas fram.
- Bara tanka på hårdgjorda ytor och säkerställa att saneringsutrustning finns i anslutning till tankar och tankställen.
- Övervaka vid injektering av tätningsmedel så att inte onödigt stora volymer injekteras.

Under byggskedet kan hamnverksamheten komma att utökas om det blir aktuellt att frakta bort bergmassor sjövägen via pråm eller fartyg, vilket innebär vissa miljörisker. Även under driftskedet samt vid avvecklingen, innebär hamnverksamheten vissa miljörisker.

7 Konsekvensbedömning

I detta kapitel presenteras en bedömning av konsekvenser för den marina miljön i Forsmarksområdet som kan uppstå till följd av kumulativa effekter från utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret (maxscenariot, se avsnitt 4.6).

Bedömningen omfattar konsekvenserna av påverkan från framförallt kväve som tillförs vattenområdena via länshållningsvatten, lakvatten från bergupplag och utfyllnader i vattenområdena samt spillvatten. Konsekvensbedömningen görs mot relevanta miljö kvalitetsmål och miljö kvalitetsnormer samt för Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga.

Därutöver görs en bedömning av lokala effekter kring utsläppspunkterna samt konsekvenser som skulle kunna uppstå på grund av utsläpp enbart från utbyggnaden av SFR. Frågor om dispens från artskyddsförordningen för eventuell påverkan på hotade djur- och växtarter ingår inte. I genomförda inventeringar har inte några skyddade arter i havsmiljöerna som direkt berörs av de planerade verksamheterna hittats (Qvarfordt et al. 2012).

Eftersom effekterna på Öregrundsgrepens ekologiska status och därmed fisken och fisket bedöms vara marginella, bedöms SKB:s verksamheter inte heller medföra skada på riksintresset för yrkesfisket.

De potentiella utsläppen till vatten som identifierats i miljörisikanalysen (Bengtsson 2013) bedöms, om de skulle inträffa, inte ge några påtagliga effekter på varken miljö kvalitetsmål, miljö kvalitetsnormer eller Natura 2000-områdena.

Alla antaganden som gjorts för indata till modelleringar är försiktiga, vilket leder till att resultaten från beräkningarna av påverkan (se kapitel 4) och effekter (se kapitel 5 och 6) blir överskattade. Det i sin tur medför att de bedömda konsekvenserna också blir överskattade. Det finns goda skäl att tro att det är möjligt att halvera de kväveutsläpp som antagits och att konsekvenserna blir mindre än vad som anges här.

7.1 Miljö kvalitetsmål

7.1.1 Relevanta miljö kvalitetsmål

Miljö kvalitetsmålen preciserar innehållet i generationsmålet i miljöbalken och fastställs av riksdagen. De beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturer resurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. Målen är inte bindande för den enskilde verksamhetsutövaren, men ger ledning i tolkningen av generationsmålet.

Den enskilde verksamhetsutövaren måste dock bedöma om en planerad verksamhet påverkar möjligheten att uppfylla miljö kvalitetsmålen. De miljö kvalitetsmål som SKB har identifierat som relevanta i relation till utsläppen av kväve från planerade verksamheter i Forsmark är *Ingen övergödning* och *Hav i balans samt levande kust- och skärgård*. Bedömningen mot dessa mål görs här för utbyggnaden av SFR.

Ingen övergödning: Utbyggnaden av SFR innebär ett uttag av bergmassor och sprängämnesrester kommer att tillföra kväve till vattenmiljön vid SFR under en period av cirka tre år. Tillförseln av kväve under dessa år bidrar till Östersjöns totala övergödningssproblematik, men under begränsad tid. Den mängd kväve som SFR kommer att tillföra utgör en mycket liten andel av den totala tillförseln från övriga källor i regionen. Mängden kväve (cirka 12 ton/år från SFR) kommer att utgöra en liten del av den totala kvävebelastningen på mer än 200 000 ton per år till egentliga Östersjön och mer än 50 000 ton till Bottenhavet (HELCOM 2013).

Hav i balans samt levande kust och skärgård: Utbyggnaden av SFR skulle kunna motverka målet genom lokal förlust av grunda havsvikar samt en havssträndäng av mindre storlek. Detta bedöms dock sakna betydelse för biologisk mångfald annat än på en mycket lokal skala, eftersom områdena är relativt små i jämförelse med mängden likartade miljöer i närheten.

7.1.2 Slutsats om konsekvenser för miljö kvalitetsmålen

En avstämning mot miljö kvalitetsmålen har tidigare gjorts för hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle (Mallund 2010). Då konstaterades att de planerade verksamheterna för omhändertagandet av det använda kärnbränslet inte påverkar möjligheterna att uppfylla målen. Detta sammantaget med bedömningen ovan för utbyggnaden av SFR, leder till slutsatsen att SKB:s verksamheter i Forsmark inte bedöms påverka möjligheterna att uppnå miljö kvalitetsmålen *Ingen övergödning* eller *Hav i balans samt levande kust och skärgård*.

7.2 Miljö kvalitetsnormer

Med stöd av 5 kap. 1 § miljöbalken kan regeringen meddela miljö kvalitetsnormer (MKN). Regeringen har också möjlighet att överlåta till en myndighet att meddela miljö kvalitetsnormer som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen. Miljö kvalitetsnormer är föreskrifter om lägsta godtagbara miljö kvalitet inom ett geografiskt område. Ett av syftena med miljö kvalitetsnormer är att komma till rätta med situationer där många olika källor bidrar till en oacceptabel situation och där kraven måste fördelas mellan flera. I en tillståndsprocess krävs att verksamhetsutövaren inom ramen för sin miljö konsekvensbeskrivning bland annat redovisar hur möjligheterna att följa beslutade miljö kvalitetsnormer påverkas.

För ytvatten finns miljö kvalitetsnormer för kemisk och ekologisk status. Det grundläggande målet för alla vattenförekomster är att de ska uppnå god ekologisk och kemisk status till 2015. När det har bedömts att det inte är tekniskt möjligt eller att det medför orimliga kostnader att uppnå god ekologisk status/potential till år 2015 kan Vattenmyndigheten besluta om undantag från kravet på att vattenförekomsten ska uppnå god ekologisk status/potential till år 2015.

7.2.1 Klassning av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus

Miljö kvalitetsnormerna för ekologisk status i Öregrundsgrepen (SE603000-181500) och Kallrigafjärden (SE602120-181610) fastställdes 2009 till ”god ekologisk status 2021”. I arbetsmaterialet från januari 2016 förslås dock normen ändras till ”god ekologisk status 2027” för båda vattenförekomsterna. Orsaken till den förlängda tidsfristen är att man hänvisar till det så kallade tidsundantaget på grund av att det anses som tekniskt omöjligt att nå målet till 2021 på grund av fysikaliska/naturgivna förutsättningar, se tabell 7-1.

Öregrundsgrepen

Den ekologiska statusen för Öregrundsgrepen har klassats för de biologiska kvalitetsfaktorerna **växtplankton** (parametrarna *klorofyll A* och *totalbiovolym*) och **bottenfauna**, samt för de fysikaliskt/kemiska kvalitetsfaktorerna **ljusförhållanden** (siktdjup), **näringsämnen** (parametrarna *totalmängd kväve sommar* och *totalmängd fosfor sommar*), samt **särskilda förorenade ämnen** (SFÄ) (*zink*).

År 2009 var den fastställda sammantagna bedömningen ”måttlig ekologisk status”, vilken även kvarstår i arbetsmaterialet 2013. Bestämmande för klassningen var kvalitetsfaktorn **bottenfauna** som utslagsgivande faktor och siktdjup som stödande.

Kallrigafjärden

Den ekologiska statusen för Kallrigafjärden har klassats för de biologiska kvalitetsfaktorerna **växtplankton** (parametrarna *klorofyll A* och *totalbiovolym*), samt för de fysikaliskt/kemiska kvalitetsfaktorerna **ljusförhållanden** (siktdjup) och **näringsämnen** (*totalmängd kväve sommar* och *totalmängd fosfor sommar*).

År 2009 var den fastställda sammantagna bedömningen ”måttlig ekologisk status”, vilken även kvarstår i arbetsmaterialet 2013. Enligt vattenmyndighetens motivering var klorofyll A, näringsämnen och siktdjup bestämmande för klassningen som utöver haltmätningar också stöds av satellitbaserade mätningar och modellerade halter.

Tabell 7-1. Fastställda miljö kvalitetsnormer och statusklassningar för Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden (Vattenmyndigheterna 2016).

Status och ingående kvalitetsfaktorer	Öregrundsgrepen (SE603000-181500)	Kallrigafjärden (SE602120-181610)
Ekologiskt status		
Miljö kvalitetsnorm (år 2021)	God	God
Klassificering (år 2009)	Måttlig	Måttlig
<i>Biologiska kvalitetsfaktorer</i>		
Växtplankton	God	God
Makroalger och gömfröiga växter	Ej klassificerad	Ej klassificerad
Bottenfauna	Måttlig	Ej klassificerad
<i>Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer</i>		
Ljusförhållanden (siktdjup)	Måttlig	Ej klassificerad
Syrgasförhållanden	Ej klassificerad	Ej klassificerad
Näringsämnen	Måttlig	Måttlig
Särskilda förorenande ämnen (zink)	Måttlig	Ej klassificerad
Kemisk ytvattenstatus		
Miljö kvalitetsnorm (år 2015) ²	God	God
Klassificering (år 2009)	God	God

² Miljö kvalitetsnormen för kemisk ytvattenstatus har fastställts till ”God kemisk ytvattenstatus 2015” för både Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden, men med undantag för kvicksilver och kvicksilverföreningar, bromerad difenyleter och tributyltennföreningar (Öregrundsgrepen).

7.2.2 Kväveutsläppens påverkan på ekologisk status

I det här avsnittet beskrivs hur SKB:s utsläpp av kväve och andra ämnen kan komma att påverka miljö kvalitetsnormen för ekologisk status i Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden.

I tabell 7-2 redovisas detaljerna bakom klassningen av ekologisk status som hämtats från aktuella arbetsmaterial från VISS (Vattenmyndigheterna 2016). Av tabellen framgår klassningen av de enskilda parametrarna bakom den sammanvägda klassningen av kvalitetsfaktorerna samt de numeriska klasserna som ger en indikation på avståndet till respektive klassgräns.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Tabell 7-2. Föreslagna miljö kvalitetsnormer och statusklassningar i aktuella arbetsmaterial (Vattenmyndigheterna 2016). Inom parentes visas den numeriska klassen som ger en indikation om avståndet till klassgränsen. De numeriska klassgränserna för otillfredställande/måttlig är 2,0, måttlig/god 3,0 och god/hög 4,0. Den numeriska klassningen utgörs av normerade av parametervärden och saknar enhet.

Kvalitetsfaktorer, <i>parametrar</i>	Öregrundsgrepen SE603000-181500 (numerisk klass)	Kallrigafjärden SE602120-181610 (numerisk klass)
Version	Arbetsmaterial 2016-01-15	Arbetsmaterial 2013-10-24
Biologiska kvalitetsfaktorer		
Växtplankton <i>Klorofyll A</i> <i>Biovolym</i>	God (3,8) God (3,0) Hög (4,5)	God (3,5) Måttlig (2,4) Hög (4,5)
Makroalger och gömfröiga växter	-	-
Bottenfauna	Måttlig	-
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer		
Ljuförhållanden (sikt djup)	Måttlig (3,0)	Otillfredställande (1,8)
Syrgasförhållanden	-	-
Näringsämnen	God (3,4)	Måttlig (2,0)
<i>Totalmängd kväve - vinter</i>	-	-
<i>Totalmängd kväve - sommar</i>	God (3,9)	Måttlig (2,4)
<i>Löst oorganiskt kväve (DIN) - vinter</i>	-	-
<i>Totalmängd fosfor - vinter</i>	-	-
<i>Totalmängd fosfor - sommar</i>	Måttlig (2,8)	Otillfredsställande (1,6)
<i>Löst oorganiskt fosfor (DIP) - vinter</i>	-	-
Särskilda förorenande ämnen	Måttlig	-
<i>Zink</i>	Måttlig	-

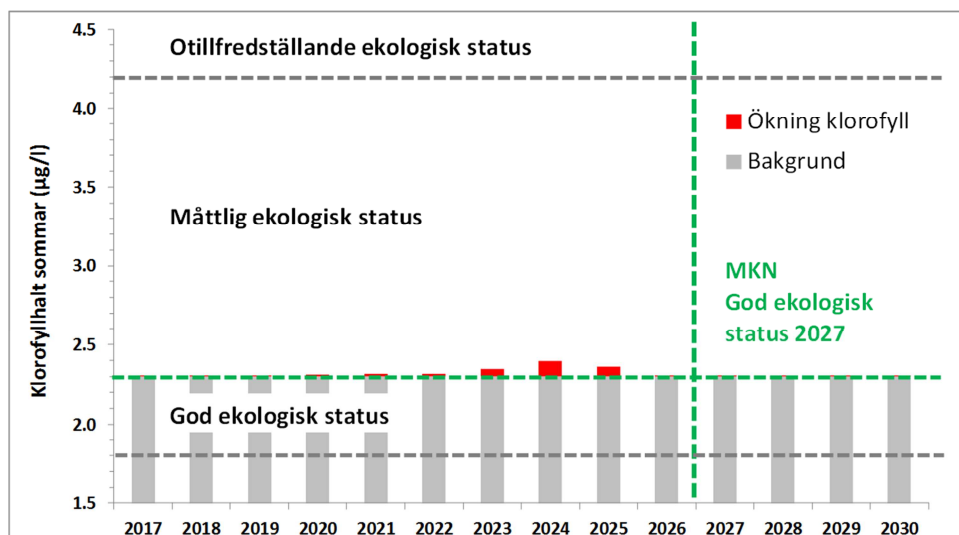
Av de bedömda kvalitetsfaktorerna för Öregrundsgrepen bedöms **växtplankton** vara den faktor för vilken risken är störst för en försämring av statusklassningen. Tillförseln av oorganiskt kväve från SKB:s verksamheter leder till ökade mängder växtplankton som i sin tur kan bidra till att parametern *klorofyll A* hamnar under klassgränsen måttlig/god. Men eftersom **växtplankton** utgör en sammanvägning av parametrarna *klorofyll A* och *totalbiovolym*, och den senare klassas som hög, bör risken för en försämring av den sammanvägda kvalitetsfaktorn vara liten.

Även för Kallrigafjärden bör risken för en försämring av statusen för **växtplankton** vara liten eftersom *totalbiovolym* även här klassats som hög.

Ökningen av klorofyllhalten i Öregrundsgrepen till följd av SKB:s utsläpp av kväve har skattats på basis av haltförhöjningen av oorganiskt kväve enligt spridningsberäkningen och sambandet mellan partikulärt organiskt kväve (PON) och klorofyllhalt, figur 5-2.

I figur 7-1 framgår den beräknade haltförhöjningen av klorofyll A över aktuell bakgrund. De röda staplarna utgör en maxskattning eftersom de representerar de sammanlagda maximala utsläppen från utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret, samt att inget kväve antas fastläggas eller avgå i närområdet till utsläppspunkterna (jfr avsnitt 5.6). Vidare ingår hela det osäkerhetsintervall som identifierats till följd av de grundantaganden som görs vid beräkningen av de totala utsläppta mängderna (se avsnitten 4.2.1, 5.2.4 och 5.4.3).

Haltökningen till följd av enbart kväveutsläppen från utbyggnaden av SFR bör i praktiken endast utgöra mindre än cirka en fjärdedel av de röda staplarna i figuren, det vill säga cirka 0,02 µg/l eftersom SFR står för cirka 50 % av de utsläppta mängderna och cirka 50 % dessutom bör fastläggas i närområdet. Denna siffra kan jämföras med standardavvikelsen (ungefärligt motsvarande den naturliga variationen) kring bakgrundshalten 2,3 µg/l som är cirka 0,9 µg/l.



Figur 7-1. Haltförhöjning av klorofyll i Öregrundsgrepen till följd av utsläppen av kväve från SKB:s verksamheter (röd stapel), lagd ovanpå bakgrundshalten (grå stapel). De gröna linjerna markerar klassgränsen mellan god och måttlig ekologisk status, samt tidpunkten som föreslagits för miljö kvalitetsnormen "god ekologisk status".

Kvalitetsfaktorn **bottenfauna** som var utslagsgivande för bedömningen i Öregrundsgrepen ger en samlad bild av övergödningspåverkan och syrgassituationen på bottenarna. Det är svårt att kvantifiera kopplingen mellan SKB:s kväveutsläpp och denna parameter eftersom påverkan sker i flera led genom ökad primärproduktion, förändrade ljusförhållanden, ökad sedimentation, förändrade syrgasförhållanden vid bottenarna och i förlängningen förändrad bottenfauna (jfr avsnitt 6.1). Jämfört med **växtplankton** bör dock **bottenfauna** svara långsammare på utsläpp under en kortare period eftersom den i hög grad påverkas av tillförseln av organiskt material med mera från omgivande hav.

Bottenfauna har inte klassats för Kallrigafjärden.

Kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden** (*siktdjup*) beror på mängden växtplankton som i sin tur påverkas av ökad tillförsel av näringsämnen. Även andra faktorer påverkar siktdjupet, till exempel förekomsten av partikulärt material och lösta humusämnen. Jämfört med parametern *klorofyll A* kommer siktdjupet därför att påverkas i mindre grad relativt sett av ökad kvävetillförsel. En ökad kvävetillförsel till följd av SKB:s verksamheter som leder till ett något minskat siktdjup försämrar inte statusen för kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden**.

I Kallrigafjärden klassas kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden** (*siktdjup*) som Ottillfredsställande, vilket innebär att avståndet till klassgränsen måttlig/god är betydligt större än för Öregrundsgrepen. Inte heller i Kallrigafjärden försämrar den ökade kvävetillförseln till följd av SKB:s verksamheter statusen för kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden**.

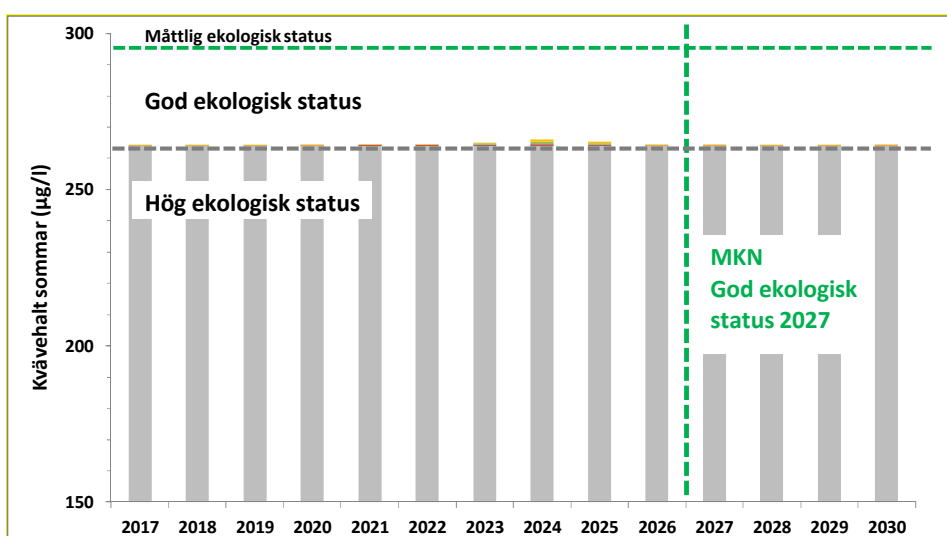
För kvalitetsfaktorn **näringsämnen** som baseras på en sammanvägning av parametrarna *totalmängd kväve sommar* och *totalmängd fosfor sommar* är marginalen stor till klassgränsen måttlig/god för Öregrundsgrepen. Det innebär att risken för att kvalitetsfaktorn **näringsämnen** ska förändras till en sämre klass är liten, trots att den sammanvägs med *totalmängd fosfor sommar* som klassas som måttlig.

För Kallrigafjärden, där kvalitetsfaktorn **näringsämnen** har klassats som måttlig, är avståndet stort till klassgränsen måttlig/mod, vilket innebär att stora åtgärder krävs för att förbättra miljötillståndet. Eftersom förhållandena i Kallrigafjärden till största delen bestäms av Olandsåns och Forsmarksåns tillflöden är det främst åtgärder i dessa års avrinningsområden

som kan förbättra miljötillståndet i Kallrigafjärden, och endast i mindre grad minskad tillförsel från källor som mynnar i Öregrundsgrepen.

På samma sätt som för klorofyll A jämförs haltförhöjningen av totalkväve till följd av de sammanlagda utsläppen från SKB:s verksamheter med den genomsnittliga bakgrundshalten och klassgränserna för ekologisk status, figur 7-2. De färgade staplarna i bilden som knappt är synliga ovanpå bakgrunden utgör även de en överskattning.

I praktiken bör därför haltökningen av totalkväve till följd enbart av kväveutsläppen från utbyggnaden av SFR endast utgöra cirka en fjärdedel av de färgade staplarna i figuren, det vill säga cirka 0,5 µg/l eftersom SFR står för cirka 50 % av de utsläppta mängderna och cirka 50 % bör fastläggas i närområdet. Denna siffra kan jämföras med standardavvikelsen (ungefärligt motsvarande den naturliga variationen) kring bakgrundshalten 268 µg/l som är cirka 100 µg/l.



Figur 7-2. Haltförhöjning av totalkväve i Öregrundsgrepen till följd av utsläppen av kväve från SKB:s verksamheter (färgade staplar), lagd ovanpå bakgrundshalten (grå stapel). De gröna linjerna markerar klassgränsen mellan god och måttlig ekologisk status, samt tidpunkten som föreslagits för miljö kvalitetsnormen "god ekologisk status".

7.2.3 Slutsatser om konsekvenser för miljö kvalitetsnormer

Tillskotten av kväve från utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret förväntas ha marginella effekter på den ekologiska statusen i vattenförekomsten Öregrundsgrepen. Forsiktigt räknat bedöms halterna av totalkväve öka med mindre än 1 % om de kumulativa effekterna av båda förvaren beaktas det värsta året. Detta kan jämföras med de naturliga haltvariationerna som är i storleksordningen 30 %.

Kvalitetsfaktorerna **Växtplankton** och **Ljusförhållanden** bedöms påverkas i något högre grad än kvalitetsfaktorn **Näringsämnen** eftersom utsläppen främst utgörs av växttillgängligt oorganiskt kväve som snabbt omsätts i växtplankton. Det medför att halterna av klorofyll A ökar och siktdjupet minskar relativt sett mer än halterna av totalkväve som till stor del utgörs av andra otillgängliga kväveformer. Forsiktigt räknat ökar halterna av klorofyll A med cirka 3 % om de kumulativa effekterna av båda förvaren beaktas det värsta året. Risken för att statusen för kvalitetsfaktorn **växtplankton** ska förändras till det sämre bedöms dock vara liten eftersom klorofyll A sammanvägs med parametern Biovolym som klassats som **Hög status**. SKB:s kväveutsläpp försämrar inte heller statusen för kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden**.

För kvalitetsfaktorn **Näringsämnen** bedöms risken som liten att den ekologiska statusen ska minska från god till måttlig eftersom statusen idag ligger mycket nära hög. Bedömningen av risken för att kvalitetsfaktorn **Bottenfauna** ska förändras till en lägre klass är mer osäker eftersom kopplingen mellan denna parameter och tillförseln av kväve sker i flera led. Eftersom bottenfaunans status sannolikt speglar näringstillförseln över längre tid är det troligt att de relativt kortvariga utsläppen till följd av SKB:s verksamhet inte hinner påverka artsammansättningen i bottenmiljöerna i någon mätbar omfattning och därmed inte försämrar statusen för kvalitetsfaktorn **bottenfauna**.

Det görs här ingen bedömning av den ekologiska statusen med avseende på de särskilda förorenande ämnena uran och zink eftersom dessa ämnen inte anses släppas ut någon betydande mängd enligt underlagen i avsnitt 6.3.

7.3 Natura 2000

Natura 2000 är ett nätverk av EU:s mest skyddsvärda naturområden. Natura 2000-bestämmelserna grundar sig i två EU-direktiv, Art- och habitatdirektivet och Fågeldirektivet. Alla EU:s medlemsländer ska genom Natura 2000 se till att skyddsvärda naturtyper och arter har *gynnsam bevarandestatus*.

Natura 2000-bestämmelserna innebär att en verksamhetsutövare, som genom sin verksamhet på ett *betydande sätt kan påverka* ett Natura 2000-område, måste ansöka om tillstånd för detta. För att erhålla ett tillstånd måste verksamhetsutövaren visa att verksamheten inte kan *skada* de livsmiljöer i området som avses att skyddas samt, i förekommande fall, att verksamheten inte medför att den art eller de arter som avses att skyddas utsätts för en störning som på ett *betydande sätt kan försvåra bevarandet* i området av arten eller arterna.

7.3.1 Påverkan på Natura 2000-områdena

Endast en liten del av SKB:s kväveutsläpp enligt maxscenariot kommer att tas upp av bottenvegetationen i Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen (cirka 5 %, cirka 400 kg) och Kallriga (cirka 2 %, cirka 160 kg), även om kväveupptaget i områdena mellan utsläppspunkterna och områdena endast vore hälften av det förväntade. Det mesta av kvävet kommer helt enkelt antingen att fastna i bottenvegetationen innan det når Natura 2000-områdena eller inte hinna tas upp i områdena innan det transporteras vidare. Kvävetillskottet motsvarar mindre än 10 % av kväveinnehållet i de snabbväxande arterna under sommaren.

En bedömning av kvävekänsligheten gjordes för de typiska arter som nämns i vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 (Naturvårdsverket 2011) för naturtyperna skär i Östersjön (1620), blottade sand och lerbottnar (1140), laguner (1150) samt grunda vikar och sund (1160) och som har observerats i Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga (Hjelm et al. 2012, Borgiel 2005). I Natura 2000-området Skaten-Rångsen och Natura 2000-området Kallrigas yttre delar har vardera 22 typiska arter observerats, varav fem saknas inne i Kallrigafjärden. Ingen av dessa fem arter (höstlånke, knoppslinga, kransslinga, trådnate och vitstjälksmöja) bedöms som kvävekänsliga utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007a, b, Blomqvist et al. 2012.) Detta visar att de typiska arter som observerats i Natura 2000-området Skaten-Rångsen uppvisar en viss tålighet mot förhöjda kvävehalter långt över de koncentrationer som förväntas från SKB:s verksamhet. Därför bedöms dessa arter inte kunna påverkas på ett betydande sätt av den planerade verksamheten.

7.3.2 Slutsatser om konsekvenser för Natura 2000

En viss påverkan från de planerade kväveutsläppen på tillväxten av snabbväxande alger och på koncentrationen av klorofyll och siktdjup i Natura 2000-områdena kan inte uteslutas. Av de typiska arter som har observerats i något av områdena förekommer de flesta även i den betydligt mer kvävebelastade Kallrigafjärden eller så anses de inte som kvävekänsliga.

I och med att påverkan är begränsad både i tid och omfattning, bedöms det inte finnas någon risk för betydande påverkan på Natura 2000-områdena.

7.4 Särskilda bestämmelser om vattenverksamhet

Detta berör endast utbyggnaden av SFR.

En verksamhetsutövare kan åläggas att betala en särskild fiskeavgift om en verksamhet har en negativ påverkan på fiskproduktionen i området. Utbyggnaden av SFR innebär att två grunda vikar vid Stora Asphällan på totalt cirka 45 000 m², fylls ut.

En stor andel av vikarnas stränder är konstgjorda eller modifierade, men innehåller ändå naturvärden, främst i form av bottenvegetationssamhällen bestående av storvuxna kärlväxter. Den typen av habitat utgör generellt viktiga lek- och uppväxtområden för många kustfiskarter. Vikarna är dock inte unika, eftersom liknande miljöer förekommer rikligt längs denna kuststräcka. Utfyllnaderna kan komma att medföra en habitatförlust som kan påverka fiskproduktionen i området negativt (Hjerne 2016).

Skyddsåtgärder kommer att vidtas för att minimera den grumling som skulle kunna uppstå i samband med utfyllnadsarbetena. Om grumling trots allt skulle uppkomma är den temporär (1 år) och bedömningen är att effekten på fiskproduktionen kommer att vara försumbar.

Eftersom övergödning till följd av kväveutsläpp kan vara både en fördel och en nackdel för fiskproduktionen (avsnitt 6.1.2), kan det inte uteslutas att utsläppen skulle kunna påverka bottenvegetationen och därmed fiskens reproduktion och födotillgång negativt. De lokala övergödningseffekterna förväntas bli som störst under året som utfyllnadsarbetet runt Stora Asphällan sker. Klorofyllhalter som förväntas uppstå i närheten av utsläppspunkterna är dock lägre än de halter som förekommer i andra vikar med höga naturvärden i form av bottenvegetation och god fiskreproduktion i Forsmarksområdet.

7.5 Lokala effekter vid utsläppspunkterna

Övergödningseffekterna i form av försämrad vattenkvalitet och påverkan på bottenvegetationen antas bli störst närmast utsläppspunkterna. Den lokala ökningen av kvävehalten förväntas bli störst när utfyllnaderna kring Stora Asphällan sker. Enligt transportmodelleringen skulle ett vattenområde på knappt en kvadratkilometer kunna få en haltförhöjning av kväve på över 10 µg/l (figur 4-3). Om allt kväve togs upp av växtplankton skulle klorofyllhalten nästan kunna fördubblas. Sannolikt blir klorofyllökningen lägre, dels på grund av att bottenvegetationen kommer att ta upp en del av kvävet, och dels för att produktionen i praktiken troligen blir fosforbegränsad istället om kvävet ökar så mycket (Hjerne 2016).

En klorofyllökning med 50 % närmast utsläppspunkterna är däremot inte osannolik. Därutöver skulle snabbväxande och fintrådiga alger kunna gynnas i området och eventuellt kunna konkurrera med den befintliga bottenvegetationen. En temporär påverkan av bottenvegetationens artsammansättning under ett eller några år i området runt Stora Asphällan och delar av Asphällsfjärden är därför möjlig. Däremot är en mer omfattande utslagning av den storvuxna bottenvegetationen mindre sannolik, med tanke på att det finns exempel på vikar i närområdet med frodig bottenvegetation trots högre klorofyllhalter än vad som förväntas runt utsläppspunkterna.

De utsläpp av ammonium som i avsnitt 6.2 inte bedömts påverka Öregrundsgrepens ekologiska status, kan ge upphov till vissa lokala effekter. Ammoniakhalterna kan närmast utsläppspunkterna bli högre än de referensvärden som beskrivs.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Bedömningen är dock att om skadliga ammoniakhalter skulle uppkomma finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika dessa lokalt förhöjda halter genom korta förflyttningar inom området.

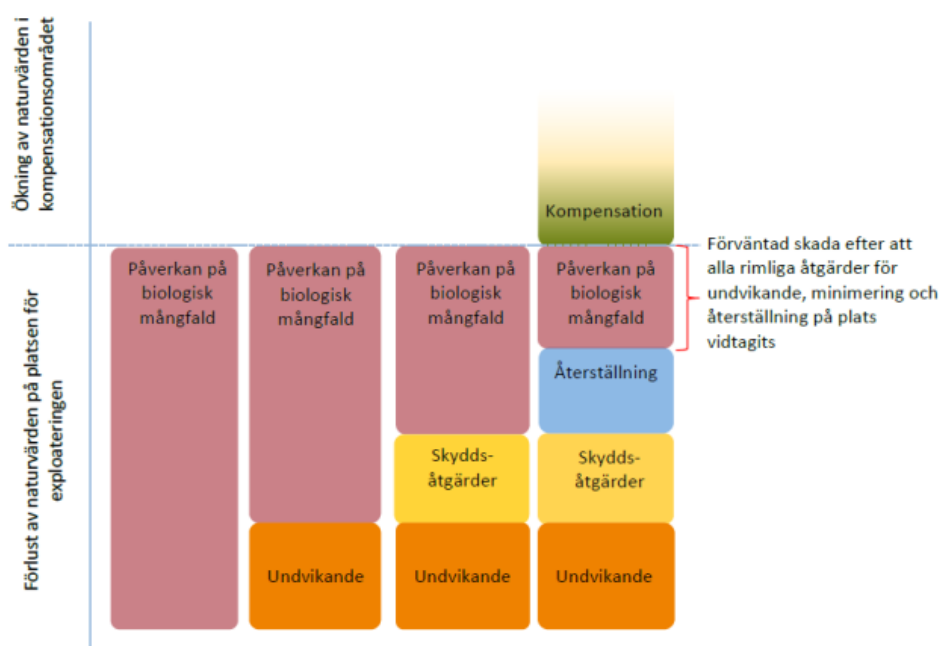
7.6 Specifika konsekvenser av utsläppen från SFR

Utsläppen av kväve från utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret har likartade konsekvenser eftersom utsläppen i stort sett sker i samma område och att spridningen bestäms av samma storskaliga strömningsmönster. Sammanlagt kommer ungefär lika stora mängder kväve att släppas ut från båda verksamheterna, vilket grovt sett innebär att ungefär halva effekten i form av haltökningar och ekologiska effekter kan tillskrivas utbyggnaden av SFR och resten uppförandet av Kärnbränsleförvaret.

I några avseenden skiljer sig tillförseln av kväve från verksamheterna sig åt, vilket leder till några skillnader i konsekvenser. Utsläppen från SFR kommer att ske färre år, men med något större årliga utsläpp. Den mest avgörande skillnaden uppkommer dock till följd av utfyllnaderna kring Stora Asphällan, som kommer att ge en lokal påverkan i runt Stora Asphällan och i de inre delarna av Dyviksfjärden, med bland annat ökad tillväxt av fintrådiga alger och växtplankton som följd.

8 Möjliga åtgärder för minskad kvävepåverkan

För att minska eller förhindra negativa effekter på miljön behöver en verksamhetsutövare enligt kapitel 2 i miljöbalken⁴ genomföra åtgärder som på olika sätt syftar till att minimera påverkan. I första hand ska detta ske genom att påverkan undviks, till exempel genom att välja bort miljöskadliga tekniker. I andra hand ska skyddsåtgärder sättas in som till exempel kan innebära olika former av rening för att minska utsläpp. I vissa fall kan det även vara aktuellt med återställning efter avslutad verksamhet för att förhindra långsiktiga negativa effekter. Den påverkan som därefter kvarstår efter att verksamheter anpassats och skyddsåtgärder vidtagits kan i vissa fall behöva kompenseras genom åtgärder utanför verksamheten, så kallade kompensationsåtgärder, se figur 8-1. Sådana åtgärder blir dock aktuella först i ett senare skede av prövningsprocessen



Figur 8-1. Skadelindringshierarkin innebär att alla rimliga åtgärder för att undvika och minimera påverkan från en exploatering ska vidtas innan behovet av kompensation fastställs.

En naturlig skadeförebyggande åtgärd är att undvika uppkomsten av kväve från sprängningarna. Frågan om kvävespill har fått mer uppmärksamhet och det pågår ett arbete för att minska det. Det innefattar både teknikutveckling och rutiner för att minska såväl åtgången av sprängämne genom effektivare laddningar som hanteringen för att minska spillet (Weimann 2014).

Utöver den vattenhantering som föreslagits för SKB:s verksamhet kan det vara möjligt att reducera kväveutsläppen till recipienten genom ytterligare skyddsåtgärder för att minska kvävetillförseln till Öregrundsgrepen från andra utsläppskällor.

8.1 Möjliga skyddsåtgärder

En hög reningsgrad för kväve i FKA:s reningsverk är en förutsättning för beräkningarna och bedömningarna i denna rapport. Det bör dock noteras att detaljprojekteringen av den teknik

⁴ Enligt kapitel 2 i miljöbalken, Allmänna hänsynsregler med mera, ska alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsåtgärder i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

och de processer som behövs för att uppnå målsättningen 90-procentig rening med avseende på kväve fortfarande pågår, se avsnitt 2.2.3. I dag är processen i reningsverket inte utformad för kväverening, men det sker ändå en kväveavskiljning på cirka 40 %.

De källor för utsläpp av kväve från SKB:s verksamheter i Forsmark, som i dag inte passerar någon kväverening är länshållningsvattnet från underjordsanläggningen och det diffusa läckaget från sprängstensmassorna som används för utfyllnad.

SKB utreder vidare potentialen för att rena länshållningsvattnet. Svårigheten är att uppnå tillräcklig reningsgrad vid det stora vattenflöde som är aktuellt (cirka 1 m³/min). En möjlig metod är biologisk rening på plats vid SFR med så kallad MBBR (Moving bed biofilm reactor). Vid denna teknik baseras reningen på mikroorganismer som växer som en biofilm på ett bärrmaterial som hålls suspenderat i vattnet. Processen som klarar av extrema belastningar sker i fyra efter varandra kopplade tankar som vattnet passerar, varefter det släpps ut till recipient (VA-teknik Södra 2016). För att klara flödet av länshållningsvatten från utbyggnaden av SFR, bedöms en yta på 150 kvadratmeter krävas för reningsanläggningen. Innehållet av kväve i vattnet från SFR har beräknats till maximalt cirka 10 ton per år och en reningsgrad på cirka 90 % kan vara möjlig, förutsatt att reningstekniken klarar det höga vattenflödet. Teknisk genomförbarhet, såsom tillgång till ytor, flödes- och reningskapacitet samt kostnader behöver utredas närmare.

Andra åtgärder för rening av länshållningsvatten från SFR kan vara att utöka kapaciteten på FKA:s reningsverk och leda länshållningsvattnet dit tillsammans med lakvattnet. Det är oklart om det höga vattenflödet försvårar eller omöjliggör tillräcklig kväveavskiljning i de planerade reningsstegen. Detta kan möjligen kombineras med en uppkoncentrering det på plats vid SFR med membranfiltrering för att på så sätt minska vattenvolymer till reningsverket.

Ett tänkbart sätt att minska det diffusa läckaget av kväve från utfyllnaden i vattenområdet skulle kunna vara att sortera bort det finpartikulära materialet i bergmassorna med så kallad harpning. Eftersom kvävet som följer med bergmaterialet upp är associerat till mineralytorna skulle en avskiljning av det finpartikulära materialet medföra att mindre mängder kväve läcker ut från utfyllnaderna. Frågor som behöver utredas närmare är hur man hanterar det bortsorterade materialet, hur stora mängder det handlar om samt om det finns ytor tillgängliga för att lagra detta material.

8.2 Avvägningar

Kraven på skyddsåtgärder och bästa möjliga teknik gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått i förhållande till kostnaderna för åtgärderna. De skyddsåtgärder som SKB utreder för att minska kväveutsläppen är tillgängliga och sannolikt tekniskt möjliga. Ett problem är dock att utrymmet är begränsat och det kan vara svårt att få plats med till exempel ytterligare reningsanläggningar.

Ännu har ingen utvärdering av skäligheten i att vidta ytterligare åtgärder gjorts, det vill säga bedöma kostnaden i förhållande till miljönyttan. Vid en bedömning bör syftet vara att åstadkomma bästa möjliga miljönytta för recipienten som helhet.

Referenser

Adill A och Heimbrand Y, 2015. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2014, Öregrund. Sveriges lantbruksuniversitet. Aqua reports; 2015:7

Adill A, Heimbrand Y och Sevastik A, 2014. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2013, Öregrund. Sveriges lantbruksuniversitet. Aqua reports; 2014:5.

Aquilonius K (red), 2010. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SKB TR-10-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bengtsson J, 2013. Riskanalys för SFR-utbyggnad, Icke radiologiska risker för människa och miljö. 2212-033_SFR_Miljöriskanalys, FSD Stockholm AB. SKBdoc 1372393 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Berglund S, Lindborg T (red), 2015. Monitoring Forsmark – Evaluation and recommendations for programme update. SKB TR-15-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bergström U och Sandström A, 2007. Fish Habitat Modelling in the Baltic Sea archipelago region. BALANCE Interim Report No. 11.

Blomqvist M, Krause-Jensen D, Olsson P, Qvarfordt S, Wikström S A, 2012. Potential eutrophication indicators based on Swedish coastal macrophytes. WATERS Report 2012:2, Havsmiljöinstitutet.

Blomqvist M, Wikström S A, Carstensen J, Qvarfordt S, Krause-Jensen D, 2014. Response of coastal macrophytes to pressures. WATERS Report 2014:2, Havsmiljöinstitutet.

Borgiel M, 2005. Forsmark site investigation. Benthic vegetation, plant associated macrofauna and benthic macrofauna in shallow bays and shores in the Grepen area, Bothnian Sea. Results from sampling 2004. SKB P-05-135, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Dalälvens Vattenvårdsförening, 2016. Mätprogram och mätdata respektive rapporter. Tillgänglig: <http://www.dalalvensvfv.se/> [6 april 2016].

EU-domstolen, 2009. EU-domstolen (mål C-438/07). Domstolens dom (tredje avdelningen) av den 6 oktober 2009.

EU-rådet, 1991. Rådets direktiv 91/271/EEG om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.

Engqvist A och Andrejev O, 1999. Water exchange of Öregrundsgrepen - A baroclinic 3D-model study. SKB TR-99-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Europaparlamentet, 2008. Europaparlamentets och rådets direktiv (2008/105/EG) av den 16 december 2008 om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område. Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=SV/> [6 april 2016].

Göteborgs universitet, 2016. WATERS, Forskning om ekologiska bedömningsgrunder för vattenkvalitet. Tillgänglig: <http://waters.gu.se/> [6 april 2016].

Harvey E T, Kratzer S, Walve J, Karlson B, 2015. The effect of optical properties on Secchi depth and implications for eutrophication management. I Harvey T. Bio-optics, satellite remote sensing and Baltic Sea ecosystems: applications for monitoring and management. Doktorsavh. Stockholms universitet.

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

Havs- och vattenmyndigheten, 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. (Uppdaterad 2015-05-01 och innefattar även ändringarna enligt HVMFS 2015:4.) Göteborg : Havs- och vattenmyndigheten.

HELCOM, 2013. Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region, Available at: files/182/HELCOM 2013 – Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region.pdf. [6 april 2016].

Hellman H, Jung S, 2015. Referenser avseende kväve från sprängningsverksamhet. SKBdoc 1451465 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hellman H, Winnerstam B, 2014. Teknisk beskrivning av SFR – Befintlig anläggning och planerad utbyggnad. SKBdoc 1341767 ver 2.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hjelm M, Johansson G, Persson J, 2012. Fiskrekrytering och undervattensvegetation i sex grunda havsvikar runt Forsmark och Furusund 2002–2008. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Uppsala län. (Länsstyrelsens meddelandeserie 2012:04)

Hjerne O, 2016. Effekter av kväveutsläpp i Forsmark. SKB R-16-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Jaanus A, Andersson A, Elenina I, Toming K och Kaljurand K, 2011. Changes in phytoplankton communities along a north-south gradient in the Baltic Sea between 1990 and 2008. Boreal Env. Res. 16(suppl. A), s.191–208.

Karlsson A, Eriksson C, Borell Lövstedt, C, Liungman O, Engqvist A, 2010. High-resolution hydrodynamic modelling of the marine environment at Forsmark between 6500 BC and 9000 AD. SKB R-10-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Leonardsson K, Blomqvist M och Rosenberg R, 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive - examples from Swedish waters. Mar. Pollut. Bull. Vol.58, pp.1286-1296.

Länsstyrelsen Uppsala län, 2009. Bevarandeplan för Natura 2000-område, Kallriga SE0210220. Dnr. 511-7778-04.

Malmlund A, 2010. Avstämning mot miljö kvalitetsmål och folkhälsomål. Structor Miljöbyrå Stockholm AB. SKB P-10-31, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Molin J, 2013. Komplettering avseende vattenhantering och vattenverksamhet vid ett Slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. SKBdoc 1374077 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Moreno Arancibia P, 2016. Spridning och spädning av kväveutsläpp från SKB:s verksamheter i Forsmark. DHI Sverige AB. SKBdoc 1543462 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Naturvårdsverket 2007a. Bilaga A Till Handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Naturvårdsverket 2007b. Bilaga B Till Handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon.

Naturvårdsverket, 2011. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 NV-04493-11 Beslutad: November 2011. Stockholm: Naturvårdsverket.

Persson J, Johansson G och Remén Loreth T, 2015. Förstärkta fiskbestånd i Roslagens skärgård. Verksamhet 2015. Upplandsstiftelsen, rapport 2015:4.

Qvarfordt S, Wallin A och Borgiel M, 2012. Marin inventering av vegetation och fauna på havsbotten vid SFR, Forsmark 2012. Undersökningar inför utbyggnad av området, Sveriges Vattenekologer AB. SKBdoc 1370543 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Sand-Jensen K, Nielsen S L, 2004. Estuarine primary producers. I Nielsen S L, Banta G T, Pedersen M F (red). Estuarine nutrient cycling: the influence of primary producers. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 17–57.

Scheffer M, Hosper S H, Meijer M-L, Moss B, Jeppesen E, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8, 275–279.

Scheffer M, Carpeter S, Foley J A, Folke C, Walker B, 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591–596.

SKB, 2011. Miljökonsekvensbeskrivning. Mellanlagring, inkapling och slutförvaring av använt kärnbränsle. Svensk Kärnbränslehantering AB.

SMHI, 2016. SMHI vattenwebb. Modelldata per år. Tillgänglig:
<http://vattenweb.smhi.se/modelarea/> [6 april 2016].

Snickars M, Sandström och Lappalainen A, 2019. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(2), s.247–256. Tillgänglig:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2008.10.021>. [6 april 2016].

Snickars M, Sundblad G och Sandström A, 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: Modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series*, 398, s.235–243.

Sundblad G, Bergström U, Sandström A och Eklöv P, 2014. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of marine Sciences*, 71(3), s.672–680.

SveMin, 2012. Kväveutsläpp från gruvindustrin. Risker för miljöproblem, krav på utsläppsbegränsningar och möjliga åtgärder. Tillgänglig:
http://www.sveMin.se/MediaBinaryLoader.axd?MediaArchive_FileID=307f451f-fb71-412a-8f40-fb0331dabe93&FileName=Kv%c3%a4veutredning+SveMin+2012.pdf [6 april 2016].

Svealandskustens vattenvårdsförbund, 2015. Miljöanalys/Hämta data. Tillgänglig:
<http://www.kustdata.su.se/skvvf/datauttag.html> [6 april 2016].

Tröjbom M, Grolander S, 2010. Chemical conditions in present and future ecosystems in Forsmark – implications for selected radionuclides in the safety assessment SR-Site. SKB R-10-27, Svensk Kärnbränslehantering AB

Tröjbom M, Höglund L O, 2016. Tillförsel av naturligt uran från SKB:s verksamheter till vattenförekomsten Öregrundsgrepen. SKBdoc 1543425 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Vattenmyndigheterna, 2016. Information från databasen Vatteninformationssystem i Sverige. Tillgänglig: <http://viss.lansstyrelsen.se/> [6 april 2016].

Bilaga SFR-U K:2 Konsekvensbedömning för vattenmiljöer vid utbyggnad av SFR

VA-teknik Södra, 2016. Den optimerade MBBR-processen – en utvärdering av bärarens betydelse och design i en suspenderad biofilmsprocess. Sammanfattning av doktorandarbete av Maria Piculell. Tillgänglig: <http://va-tekniksodra.se/2013/12/den-optimerade-mbbr-processen-en-utvardering-av-bararens-betydelse-och-design-i-en-suspenderad-biofilmsprocess/> [6 april 2016].

Wallin A, Qvarfordt S, Borgiel M, 2014. Marin inventering av vegetation i Söderviken, Asphällsfjärden, Forsmark 2013. Sveriges Vattenekologer AB. Sveriges Vattenekologer AB. SKBdoc 1438182 ver 2.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Weimann L, 2014. Utsläpp från tunnelsprängning till ytvatten. Med fallstudier vid Gerumstunneln och Ulricehamnstunneln. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet.